



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

GUILHERME JOSÉ CORREIA GOMES

**ANÁLISE DA ADIÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO PARA DIMENSIONAMENTO
DE BIOCOBERTURAS EM ATERRO SANITÁRIO**

Recife

2020

GUILHERME JOSÉ CORREIA GOMES

**ANÁLISE DA ADIÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO PARA DIMENSIONAMENTO
DE BIOCOBERTURAS EM ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Recife

2020

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- G633a Gomes, Guilherme José Correia.
Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocoberturas em aterro sanitário / Guilherme José Correia Gomes. - 2020.
135 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2020.
Inclui Referências.
1. Engenharia Civil. 2. Camadas de cobertura finais. 3. Fertilizantes orgânicos compostos. 4. Geração de lixiviado. 5. Controle de emissões. 6. Energia de compactação. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador). II. Título
- UFPE
- 624 CDD (22. ed.) BCTG/2021-26

GUILHERME JOSÉ CORREIA GOMES

**ANÁLISE DA ADIÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO PARA DIMENSIONAMENTO
DE BIOCOBERTURAS EM ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Aprovada em: 2/12/2020.

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência
Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof. Dr. Tácio Mauro Pereira Campos (Examinador Externo)
Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

participação por videoconferência
Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho (Examinador Externo)
Universidade de São Paulo

Dedico este trabalho à minha avó **Maria** (*in memoriam*), eterna e grande inspiração da minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me guiar ao longo dessa jornada.

Aos meus pais Wellington e Neusa por todo amor e aprendizado.

À Universidade Federal de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela formação oferecida no curso de Mestrado em Engenharia Civil.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Professor Dr. José Fernando Thomé Jucá pela paciência, incentivo, confiança e orientação para o desenvolvimento deste trabalho.

À Antônio Brito, Gutemberg e Professor Silvio Romero pelo apoio, paciência e auxílio para a realização dos ensaios no Laboratório de Solos e Instrumentação da UFPE.

À Maria de Fátima por tornar viável a coleta de fertilizante orgânico composto utilizado nesta pesquisa.

À Ana Sofia e equipe da EMLURB por tornar viável a coleta do solo utilizado nesta pesquisa.

Aos demais familiares e grandes amigos pela educação e apoio em todos os momentos.

Aos amigos do Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE (GRS/UFPE) pelo suporte no desenvolvimento deste trabalho.

A todos que contribuíram diretamente ou indiretamente no desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

Os depósitos de resíduos sólidos urbanos requerem camadas de cobertura finais para minimizar a geração de lixiviado, reduzindo o custo de tratamento, e as emissões de gás metano para a atmosfera. Diversas literaturas recomendam que esses sistemas possuam coeficientes de permeabilidade à água menores que 10^{-9} m/s. O controle das emissões de metano – cerca de 28 vezes mais danoso ao aquecimento do meio ambiente em relação ao gás carbônico - pode ser melhorado com uso de biocoberturas, constituídas de materiais que fornecem substratos com função de filtro biológico capaz de oxidar o gás metano. Os fertilizantes orgânicos compostos (compostos orgânicos) são alguns desses materiais potencialmente promissores devido a elevada porosidade, capacidade de retenção de água e superfície específica, além de fornecerem concentrações adequadas de nutrientes que melhoram o crescimento e a atividade dos microrganismos responsáveis por oxidar o gás metano. No entanto, o desempenho das biocoberturas é afetado por diversos parâmetros e propriedades dos materiais escolhidos, bem como as condições locais do ambiente. Este estudo tem como objetivo analisar o efeito do esforço de compactação em solo utilizado em cobertura de aterro sanitário, composto orgânico derivado de resíduos FLV (frutas, legumes e verduras) e misturas desses materiais com 25% e 50% de composto orgânico em peso. Os ensaios de compactação de laboratório foram conduzidos simulando quatro esforços de compactação diferentes (modificado, intermediário, padrão e reduzido) para definir o intervalo possível de esforços de compactação que podem ser alcançados em campo. Adicionalmente, foram realizados ensaios de permeabilidade ao ar e à água em permeâmetro de parede flexível, com o coeficiente de permeabilidade à água variando de $3,36 \times 10^{-8}$ m/s e $1,46 \times 10^{-9}$ m/s ao incrementar matéria orgânica; e o coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar variando de $1,00 \times 10^{-15}$ m² a $6,30 \times 10^{-13}$ m² ao elevar a porosidade aerada de 5,7% a 18,3%. Além disso, considerou-se compactar os materiais com coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar mínimo de 5×10^{-13} m² e grau de compactação mínimo de 90% em relação ao ensaio Proctor Normal para funcionamento adequado do sistema; resultando em coeficientes de permeabilidade à água entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s com energia de compactação mínima de 252 kJ/m³, equivalente a 43% da energia utilizada no ensaio Proctor Normal. Portanto, este estudo contribui para otimizar parâmetros e propriedades em ensaios de colunas de oxidação em laboratório; e para formular critérios que permitam dimensionamento, execução e

manutenção de biocoberturas de solos melhorados com compostos orgânicos para uso em aterros sanitários e encerramento de lixões.

Palavras-chave: Camadas de cobertura finais. Fertilizantes orgânicos compostos. Geração de lixiviado. Controle de emissões. Energia de compactação.

ABSTRACT

Urban solid waste deposits require final cover layers to minimize leachate generation, which reduces treatment costs, and biogas emissions to the atmosphere. Several literature recommends that these systems have hydraulic conductivity less than 10^{-9} m/s. The control of methane emissions - about 28 times more dangerous than carbon dioxide at warming the Earth environment - can be improved by using biocovers, consisting of materials that provide substrates with a biological filter function capable of oxidizing methane. Organic compost fertilizers (composts) are some of these potentially promising materials due to high porosity, water holding capacity and specific surface area, in addition to providing appropriate concentrations of nutrients that improve the growth and activity of the microorganisms responsible for oxidizing methane. However, the performance of biocovers is affected by several parameters and properties of the chosen materials, as well as local environmental conditions. This study analyzes the effect of compaction efforts in soil used in a landfill cover, organic compost derived from FLV residues (fruits, leguminous plants and vegetables) and mixtures of these materials with 25% and 50% of organic compost by weight. The laboratory compaction tests were conducted on four different compaction efforts (modified, intermediate, standard and reduced) to define the possible range of compaction efforts that may be achieved in the field. Additionally, air and water permeability tests have been measured in a flexible wall permeameter, which enable hydraulic permeability varying from 3.36×10^{-8} m/s and 1.46×10^{-9} m/s by increasing organic matter; and intrinsic air permeability varying from 1.00×10^{-15} m² to 6.30×10^{-13} m² by increasing air filled porosity from 5,7% to 18,3%. In addition, it was considered to compact the materials with a minimum intrinsic air permeability of 5×10^{-13} m² and a minimum degree of compaction of 90% based on Standard Proctor test for suitable system operation; resulting in hydraulic permeabilities between 10^{-8} m/s and 10^{-9} m/s with a minimum compaction energy of 252 kJ/m³, equivalent to 43% of the energy used in Standard Proctor test. Therefore, this study contributes to optimize parameters and properties in laboratory oxidation columns tests; and to formulate criteria that enable optimal design, construction and maintenance of biocovers composed by soil amended with compost to use in landfills and dumpsites closure and remediation.

Keywords: Final cover layers. Organic compost fertilizers. Leachate generation. Controlled emissions. Compaction energy.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Destinação final de resíduos sólidos no Estado de Pernambuco, Brasil, em janeiro de 2020.....	22
Figura 2 -	Redução de emissões de metano em caso de remediação de lixão...	24
Figura 3 -	Estimativa da obtenção de créditos de carbono em caso de remediação de lixão.....	25
Figura 4 -	Comportamento de uma camada de cobertura sujeita a tensões e deformações.....	26
Figura 5 -	Balanco hídrico em um sistema de cobertura.....	27
Figura 6 -	Esquema dos principais componentes de uma camada de cobertura convencional.....	28
Figura 7 -	Ilustração da oxidação do gás metano em biocobertura.....	33
Figura 8 -	Coefficiente de permeabilidade à água de solos finos.....	36
Figura 9 -	Relação entre densidade seca, umidade de compactação e permeabilidade à água a diferentes energias de compactação.....	37
Figura 10 -	Relação entre qualidade de execução, espessura da camada compactada e permeabilidade à água em campo.....	38
Figura 11 -	Variação do coeficiente de permeabilidade hidráulica saturada em função do número de ciclos de umedecimento e secagem.....	39
Figura 12 -	Densidades secas máximas e umidades ótimas de diferentes materiais de biocoberturas para uma mesma energia de compactação.....	44
Figura 13 -	Zona aceitável de compactação baseada no controle de condutividade hidráulica, contração volumétrica e resistência.....	46
Figura 14 -	Correlação entre compactação estática e dinâmica.....	47
Figura 15 -	Curva de retenção de água de um determinado solo.....	48
Figura 16 -	Esquema das permeabilidades relativas ao gás e ao líquido em um meio poroso não saturado.....	49
Figura 17 -	Determinação da percolação de água em camada de cobertura.....	50
Figura 18 -	Aterro de resíduos sólidos da Muribeca.....	52
Figura 19 -	Local de coleta do solo.....	53

Figura 20 -	Solo seco ao ar e destorroado.....	53
Figura 21 -	Área de compostagem do material orgânico estudado.....	54
Figura 22 -	Material orgânico seco e destorroado previamente.....	55
Figura 23 -	Ensaio de caracterização.....	56
Figura 24 -	Análise de pH dos materiais.....	57
Figura 25 -	Cilindros utilizados nos ensaios.....	62
Figura 26 -	Molde cilíndrico com colarinho para ensaio de compactação.....	62
Figura 27 -	Processo de extração das amostras compactadas.....	63
Figura 28 -	Equipamento utilizado no ensaio.....	64
Figura 29 -	Corpos de prova montados com papel filtro e pedra porosa.....	66
Figura 30 -	Corpo de prova envolto por membrana de látex à esquerda e dentro de célula de acrílico com água à direita.....	66
Figura 31 -	Procedimentos após ensaio de permeabilidade à água.....	68
Figura 32 -	Rotâmetros utilizados no ensaio de fluxo de ar.....	69
Figura 33 -	Preparação para os ensaios de curva de retenção de água.....	72
Figura 34 -	Saturação das amostras para os ensaios de curva de retenção de água.....	73
Figura 35 -	Procedimentos dos ensaios de curva de retenção de água.....	73
Figura 36 -	Umedecimento das amostras com auxílio de pulverizador de água...	74
Figura 37 -	Curvas granulométricas dos materiais sem uso de defloculante.....	78
Figura 38 -	Curvas granulométricas dos materiais com uso de defloculante.....	78
Figura 39 -	Correlação entre limite de liquidez e sólidos voláteis.....	81
Figura 40 -	Correlação entre limite de plasticidade e sólidos voláteis.....	82
Figura 41 -	Correlação entre índice de plasticidade e sólidos voláteis.....	82
Figura 42 -	Correlação entre teor de sólidos voláteis e capacidade de troca catiônica a pH 7,0 em mmolc/kg.....	83
Figura 43 -	Correlação entre densidade relativa dos grãos e teor de sólidos voláteis.....	84
Figura 44 -	Curvas de compactação estudadas.....	86
Figura 45 -	Ajuste linear dos pontos ótimos de diferentes tipos de materiais.....	87
Figura 46 -	Efeito da energia de compactação e do conteúdo de matéria orgânica nos materiais.....	88
Figura 47 -	Características de compactação de compostos orgânicos.....	89

Figura 48 -	Correlação entre limite de Liquidez e peso específico aparente seco máximo de ensaios Proctor Normal.....	90
Figura 49 -	Correlação entre limite de liquidez e umidade ótima de ensaios Proctor Normal.....	90
Figura 50 -	Dispersão entre alguns valores encontrados de limite de plasticidade e umidade ótima para compostos orgânicos.....	91
Figura 51 -	Correlação entre sólidos voláteis e peso específico aparente seco máximo de ensaios Proctor Normal.....	92
Figura 52 -	Correlação entre sólidos voláteis e umidade ótima de ensaios Proctor Normal.....	92
Figura 53 -	Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados com desvio de -4% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal.....	93
Figura 54 -	Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados na umidade ótima do ensaio Proctor Normal.....	94
Figura 55 -	Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados com desvio de +4% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal.....	95
Figura 56 -	Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco máximo dos materiais.....	96
Figura 57 -	Efeito da energia de compactação na umidade ótima dos materiais.....	97
Figura 58 -	Graus de saturação antes e após ensaio de permeabilidade à água do solo puro.....	99
Figura 59 -	Graus de saturação antes e após ensaio de permeabilidade à água da mistura 3:1.....	99
Figura 60 -	Graus de saturação antes e após ensaios de permeabilidade à água da mistura 1:1.....	100
Figura 61 -	Região aceitável para permeabilidade à água máxima de 10^{-9} m/s.....	103
Figura 62 -	Correlação entre porosidade aerada e permeabilidade intrínseca ao ar para o ramo seco e a linha dos ótimos.....	105

Figura 63 -	Correlação entre razão do grau de saturação e porosidade aerada e permeabilidade intrínseca ao ar para o ramo seco e a linha dos ótimos.....	107
Figura 64 -	Região de compactação para permeabilidade intrínseca ao ar mínima de $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, de acordo com Huber-Humer et al. (2008)....	107
Figura 65 -	Permeabilidades ao ar e à água com variações das energias e umidades de compactação.....	108
Figura 66 -	Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para os materiais nas umidades ótimas da energia do Proctor Normal.....	109
Figura 67 -	Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para a mistura 1:1 no ramo seco e na umidade ótima.....	110
Figura 68 -	Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para a mistura 1:1 no ramo úmido.....	110
Figura 69 -	Região aceitável de compactação baseada em critérios de aeração mínima e fluxo de água máximo.....	112
Figura 70 -	Resultados dos ensaios de curva de retenção de água da mistura 1:1 compactada no ramo seco com desvio de -4% da umidade ótima da curva do Proctor Reduzido.....	114
Figura 71 -	Ajuste da equação de van Genuchten (1980) aos valores do ensaio de curva de retenção de água.....	114
Figura 72 -	Estimativa dos fluxos de ar e água em função da sucção matricial pelo modelo de van Genuchten (1980).....	117
Figura 73 -	Estimativa dos fluxos de ar e água em função da umidade gravimétrica pelo modelo de van Genuchten (1980).....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Requisitos para coberturas finais de resíduos sólidos urbanos não perigosos.....	31
Tabela 2 -	Parâmetros e propriedades recomendados para compostos orgânicos utilizados em biocoberturas.....	34
Tabela 3 -	Materiais estudados.....	51
Tabela 4 -	Ensaio de compactação normatizados.....	59
Tabela 5 -	Níveis de compactação ensaiados.....	61
Tabela 6 -	Resumo dos ensaios de permeabilidade à água.....	64
Tabela 7 -	Valores recomendados de gradientes hidráulicos em ensaios de permeabilidade à água.....	65
Tabela 8 -	Parâmetros adotados no ensaio.....	69
Tabela 9 -	Resultados das análises químicas semi-quantitativas.....	77
Tabela 10 -	Características granulométricas dos materiais sem uso de defloculante.....	79
Tabela 11 -	Características granulométricas dos materiais com uso de defloculante.....	79
Tabela 12 -	Propriedades físico-químicas e geotécnicas dos materiais.....	80
Tabela 13 -	Comparação das propriedades dos materiais com algumas literaturas.....	85
Tabela 14 -	Parâmetros obtidos dos ensaios de compactação.....	86
Tabela 15 -	Coeficientes das retas analisadas.....	87
Tabela 16 -	Coeficientes das curvas analisadas.....	89
Tabela 17 -	Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 53.....	93
Tabela 18 -	Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 54.....	94
Tabela 19 -	Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 55.....	95
Tabela 20 -	Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 56.....	96
Tabela 21 -	Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 57.....	97
Tabela 22 -	Resultados dos ensaios de permeabilidade à água em permeâmetro de parede flexível.....	98
Tabela 23 -	Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar em permeâmetro de parede flexível.....	104
Tabela 24 -	Parâmetros obtidos por meio dos ajustes do modelo de van	

Genuchten (1980).....	115
-----------------------	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CEASA	Central de abastecimento
CCL	Camada de argila compactada
CH	Argila de alta compressibilidade
CH ₄	Gás metano
CL	Argila de baixa compressibilidade
CO ₂	Gás dióxido de carbono
C/N	Relação carbono nitrogênio
CTC	Capacidade de troca catiônica
GCL	Camada de argila e geossintético
GEE	Gases de efeito estufa
GRS	Grupo de Resíduos Sólidos
H ₂ O	Água
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
OH	Solo orgânico
O ₂	Gás oxigênio
Pa	Pascal
pH	Potencial hidrogeniônico
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SC	Areia argilosa
SV	Sólidos voláteis
TMB	Tratamento mecânico biológico
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
w _{ót}	Umidade ótima
γ _d	Peso específico aparente seco
θ _a	Porosidade aerada

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
1.1	OBJETIVOS	20
1.1.1	Objetivo Geral.....	20
1.1.2	Objetivos Específicos	20
2	REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1	GERAÇÃO DE GÁS METANO EM DEPÓSITOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E CRÉDITOS DE CARBONO	21
2.2	CAMADAS DE COBERTURA DE DEPÓSITOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	25
2.3	BIOCOBERTURAS	32
2.4	FLUXO DE ÁGUA EM SOLOS COMPACTADOS DE COBERTURA.....	35
2.5	FLUXO DE GASES EM SOLOS COMPACTADOS DE COBERTURA.....	40
2.6	REQUISITOS PARA COMPACTAÇÃO DE COBERTURAS E COMPORTAMENTO VIA CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA	43
3	METODOLOGIA.....	51
3.1	MATERIAIS UTILIZADOS	51
3.1.1	Coleta do solo	52
3.1.2	Coleta do composto orgânico.....	54
3.2	PREPARAÇÃO DOS MATERIAIS	55
3.2.1	Caracterização geotécnica.....	55
3.2.2	Caracterização físico-química	56
3.3	ENSAIOS REALIZADOS	58
3.3.1	Ensaio de compactação	58
3.3.2	Ensaio de permeabilidade à água	63
3.3.3	Ensaio de permeabilidade ao ar.....	68
3.3.4	Ensaio de curva de retenção de água.....	70
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	76
4.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E GEOTÉCNICA DOS MATERIAIS....	76
4.2	COMPACTAÇÃO.....	85
4.3	PERMEABILIDADE À ÁGUA.....	97
4.4	PERMEABILIDADE AO AR.....	104

4.5	CURVAS DE RETENÇÃO DE ÁGUA E FLUXO DE AR E ÁGUA EM BIOCOBERTURA	113
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	120
5.1	CONCLUSÕES	120
5.2	PERSPECTIVAS FUTURAS	122
	REFERÊNCIAS.....	124

1 INTRODUÇÃO

Após a segunda revolução industrial, o avanço tecnológico além de proporcionar o crescimento populacional, promoveu também uma grande mudança no padrão de consumo das pessoas. Nessa época, houve um considerável aumento na produção e variedade de produtos de modo a seguir um modelo baseado em produzir, utilizar e descartar. Atualmente, esse modelo chamado por muitos de economia linear ainda existe em muitos países, principalmente nos menos desenvolvidos. Com isso, há um grande aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) em diversas cidades espalhadas pelo mundo.

Como forma de mudar esse panorama, alguns países pelo mundo adotam o modelo de economia circular, que se preocupa com o reaproveitamento adequado dos resíduos de tal maneira a melhorar as tecnologias desde a produção dos materiais até o uso final.

O cenário internacional, que contempla países da Europa, Estados Unidos, Japão, China, Índia e Coreia do Sul é bem diferente do Brasil. A Alemanha, por exemplo, é 1º lugar em reciclagem e reaproveitamento de resíduos, já o Japão destina em torno de 70% dos seus resíduos para tratamento térmico, enquanto a Suécia investe em sistemas subterrâneos de coleta à vácuo (ABREN, 2020).

Uma análise do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019, de 8 de novembro de 2019 pela Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública (ABRELPE), mostra que a geração de lixo no Brasil avança mais rapidamente do que a infraestrutura para lidar de maneira adequada com o resíduo. Além de existir um aumento do próprio consumo e do descarte indiscriminado, também não há separação correta dos materiais nas residências (origem) e ainda faltam políticas públicas para sensibilizar a população a consumir produtos mais sustentáveis.

Outro fator a ser considerado na gestão de resíduos sólidos de um país é a coleta seletiva, técnica que faz parte da economia circular. Apesar de quase 75% dos municípios brasileiros terem algum tipo de coleta seletiva, ela não abrange todos os bairros e os índices de reciclagem são bastante baixos e pouco crescem. Logo, esse conceito ainda está longe de ser universalizado a nível nacional.

Além disso, o Brasil é o quarto maior gerador de RSU do planeta, atingindo valores próximos de 80 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2019). Grande parte destes resíduos possuem destinação em aterros sanitários (59%) e ainda quase metade se destinam a locais impróprios como os lixões. O Nordeste do Brasil possui o pior panorama nacional, onde 844 municípios ainda utilizam os lixões como destinação final, enquanto as outras regiões têm até 247 municípios com esse tipo de destinação. Já em Pernambuco, conforme

dados da Agência Estadual de Meio Ambiente em janeiro de 2020, dos 184 municípios, 44% destinam resíduos sólidos em lixões. Em todos os casos a fração orgânica destes resíduos se degrada gerando biogás, que é composto principalmente de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), gases do efeito estufa (GEE).

Sabe-se também que, apesar de estar presente em menor concentração que o CO_2 na atmosfera, o CH_4 , que varia de 40-60% na fração volumétrica do biogás, tem um potencial de aquecimento global cerca de 28 vezes maior que o próprio CO_2 (IPCC, 2019). Estima-se que a emissão anual de metano para a atmosfera esteja entre 0,5 e 0,6 bilhão de tonelada. Além disso, os lixões são a terceira maior fonte de emissões antropogênicas de metano do mundo, responsáveis por 11% das emissões totais de metano (ISWA, 2019).

Portanto, como forma de mitigar essas emissões de metano na atmosfera, foram criadas diversas tecnologias de captação de biogás para queima e aproveitamento energético. No entanto, ainda não há sistema de captação com eficiência de 100%, sendo uma parcela emitida através das camadas de cobertura. Dessa forma, os estudos e as tecnologias aplicadas às camadas de cobertura de depósitos de RSU possuem uma grande contribuição para a redução das emissões globais de metano.

Há diversos tipos de camadas de cobertura aplicadas ao redor do mundo. A técnica convencional de camadas de cobertura emprega solos com predominância de argilas e siltes, que possuem características de baixas permeabilidades à água e aos gases. Isso permite um certo controle da entrada de líquidos provenientes das precipitações atmosféricas no interior da massa de resíduos e das emissões difusas de gases para a atmosfera.

Porém, devido à interação com o ambiente local, esses solos podem sofrer processo de retração e expansão devido aos ciclos de umedecimento e secagem na superfície. Isso pode provocar o surgimento de fissuras na camada (caminhos preferenciais de passagem de fluidos) e, portanto, perda da funcionalidade.

Uma forma de resolver esse problema é a aplicação de biocoberturas, que são uma alternativa de baixo custo por empregarem materiais resultantes de compostagem de resíduos orgânicos ou de tratamentos mecânico-biológicos (TMB). Essa tecnologia, além de funcionar como um filtro de oxidação do gás metano por meio de microorganismos presentes nos materiais empregados, também aumenta a capacidade de retenção de água da cobertura final de modo a minimizar o surgimento de fissuras na superfície.

Além disso, os diferentes métodos de compactação aplicados na execução dessas camadas em campo geram diferentes tipos de estruturas. Daí, é fundamental o estudo das energias de compactação para o melhor dimensionamento dessas camadas em termos de controle de fluxo, resistência, compressibilidade e oxidação do gás metano.

1.1 OBJETIVOS

O presente subtópico apresenta o objetivo geral e os específicos que foram propostos para serem desenvolvidos na dissertação.

1.1.1 Objetivo Geral

Estudar requisitos e critérios de compactação de biocoberturas de solo e composto orgânico (fertilizante orgânico composto) para contribuir com o projeto e a execução desse sistema em depósitos de resíduos sólidos urbanos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar o comportamento dos principais parâmetros de compactação e de fluxo vertical de ar e água ao acrescentar composto orgânico ao solo utilizado em cobertura de aterro sanitário;
- Obter os coeficientes de permeabilidade vertical ao ar e à água de uma mistura de 50% de solo e 50% de composto orgânico, em peso, com adequação das faixas de energia de compactação de campo;
- Definir uma região aceitável de compactação de modo a controlar o fluxo de água e a eficiência de oxidação do gás metano levando em consideração propriedades e parâmetros geotécnicos e físico-químicos, de acordo com a literatura estudada;
- Analisar o comportamento na secagem e no umedecimento via curva de retenção de água de uma mistura 50% de solo e 50% de composto orgânico, em peso, compactada na região aceitável;
- Desenvolver solução prática que possa contribuir com o encerramento dos lixões e reduzir emissões de gás metano em aterros sanitários para obtenção de créditos de carbono e melhorias da saúde humana e do meio ambiente.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O presente tópico traz a revisão de literatura sobre geração de gás metano em depósitos de resíduos sólidos urbanos e créditos de carbono, sistemas de camadas de cobertura convencionais e biocoberturas, fluxo de água e gases nesses sistemas e requisitos para compactação adequada.

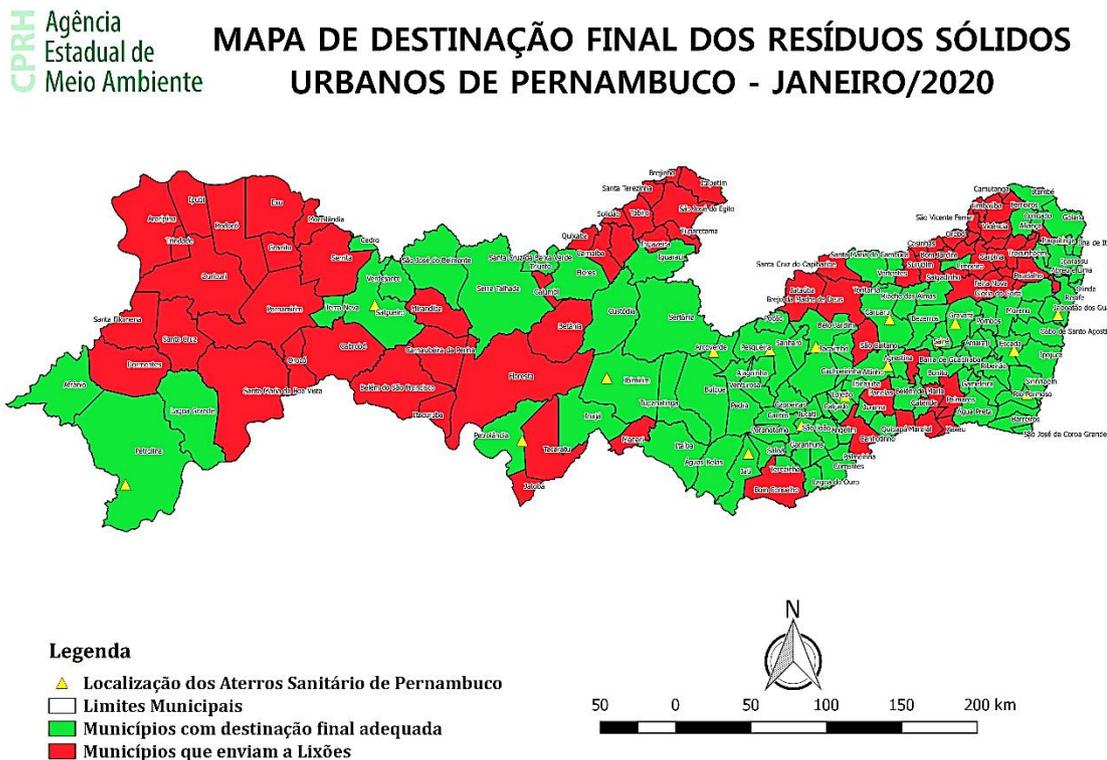
2.1 GERAÇÃO DE GÁS METANO EM DEPÓSITOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E CRÉDITOS DE CARBONO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida pela Lei nº 12.305/2010, são conceituados como todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade. Eles ainda podem ser classificados de acordo a natureza física (seco ou molhado), a composição química (orgânico e inorgânico) e a fonte de geração (domiciliar, industrial, limpeza urbana, dentre outras).

A composição gravimétrica desses resíduos varia de acordo com a condição socioeconômica e os hábitos de cada população. No geral, os constituintes podem ser matéria orgânica, papel e papelão, plásticos, vidros, metais, tecidos e resíduos eletrônicos. De acordo com dados coletados pela ABRELPE em 2018, a geração média de resíduos sólidos urbanos no Brasil em quilograma por habitante por dia foi de 1,039, sendo 0,39% maior em relação ao ano anterior.

Enquanto os países desenvolvidos pensam em economia circular e avançam nos estudos de energias renováveis por meio do aproveitamento dos resíduos sólidos, diversos outros países, como é o caso do Brasil, ainda descartam os resíduos sólidos de forma inadequada em depósitos a céu aberto. De acordo com dados do início de 2020 da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco, nota-se que grande parte dos municípios com destinação final inadequada está concentrada no sertão do estado, conforme Figura 1.

Figura 1 - Destinação final de resíduos sólidos no Estado de Pernambuco, Brasil, em janeiro de 2020



Fonte: Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (2020).

Com isso, há vários impactos socioambientais e econômicos tais como poluição atmosférica, contaminação do solo e das águas subterrâneas e proliferação de vetores que transmitem doenças. Segundo a Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos (ABREN), o Brasil gasta em torno de R\$ 1,5 bilhão no tratamento de doenças causadas pela exposição inadequada do lixo.

De acordo com o relatório intitulado “A Roadmap for closing Waste Dumpsites: The World’s most Polluted Places” de 2016 da International Solid Waste Association (ISWA), um lixão é uma área caracterizada por ter um depósito indiscriminado de resíduos sólidos, onde não existem medidas limitadas para controlar as operações ou proteger o ambiente local. Um aterro sanitário, por outro lado, é um local de armazenamento de resíduos projetado, construído, operado e monitorado com o objetivo de proteger o meio ambiente e a saúde pública.

Sabe-se ainda do relatório que os lixões recebem cerca de 40% do total de lixo do mundo. Além disso, os 50 maiores lixões do mundo afetam o cotidiano de 64 milhões de pessoas, uma população quase equivalente à população da França. Em apenas sete meses (dezembro de 2015 a junho de 2016), foram registradas mais de 750 mortes relacionadas ao mau gerenciamento de resíduos sólidos em lixões e vários incidentes com grandes impactos à

saúde, especialmente entre comunidades de catadores que trabalham e vivem nesses ambientes.

De toda forma, quando os resíduos sólidos urbanos são depositados na natureza, a fração orgânica desses materiais se degrada ao longo do tempo produzindo o biogás, composto principalmente por gás metano e gás carbônico. O estágio inicial de decomposição dos resíduos tem pouca geração de gás metano por conta das condições aeróbicas. Porém, normalmente em menos de um ano as condições anaeróbicas são estabelecidas e os microrganismos metanogênicos começam a decompor essa fração orgânica liberando metano em maiores escalas para a atmosfera, de forma parcialmente controlada (caso dos aterros sanitários) ou de forma descontrolada (caso dos lixões a céu aberto). Além disso, o metano não é apenas um gás do efeito estufa, mas também inflamável e explosivo em concentrações volumétricas entre 5% a 15% no ar (VISVANATHAN et al., 1999). Quando emitido, é incolor e pode causar uma série de acidentes graves no local.

É importante salientar que as emissões de metano nos diferentes depósitos de resíduos normalmente são regidas por gradientes de pressões, logo, são afetadas pela pressão atmosférica local. Young (1990) definiu a pressão atmosférica como um dos principais parâmetros de fluxo desenvolvidos em sua modelagem. Estudos realizados por Gebert e Groengroeft (2006) permitiram notar que o fluxo advectivo de gases gerados nesses depósitos podem reverter mais de uma vez ao longo do dia em locais ventilados, tendo como grande causa a pressão atmosférica.

Conforme estudos de 2019 do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), a concentração atmosférica de gás metano aumentou cerca de 150% desde 1750. Há muitos estudos que concluem que os depósitos de RSU são a terceira maior fonte de emissões antropogênicas de metano no mundo, atrás apenas das emissões dos cultivos de arroz na agricultura e da fermentação entérica de ruminantes na pecuária (ISWA, 2019).

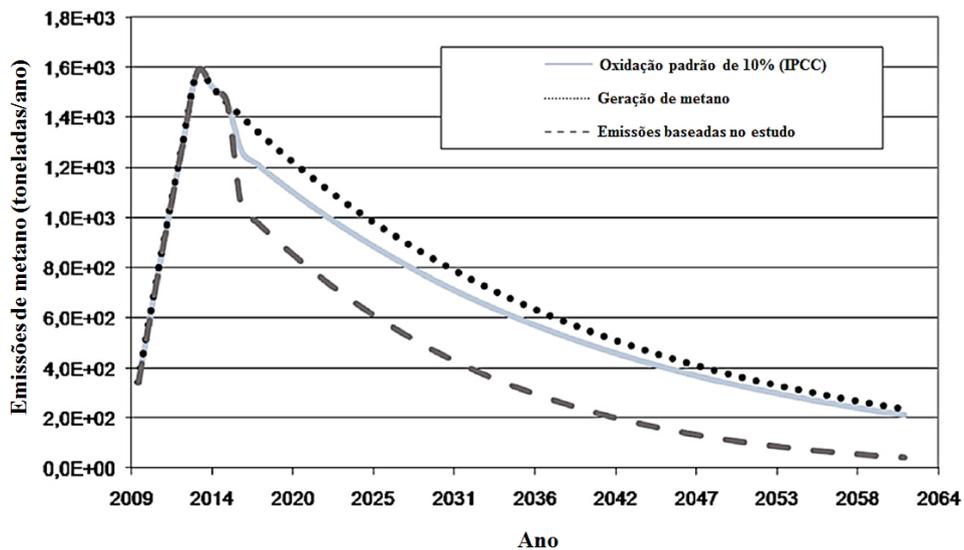
Para melhorar esse panorama, além da construção de acordos climáticos globais como o Protocolo de Kyoto e o Acordo de Paris, há uma grande procura por soluções de mercado que permitam a redução das emissões de gases do efeito estufa. Uma das formas que os países que mais poluem têm para reduzir possíveis impactos econômicos é através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Criado em 1997 como um dos mecanismos de flexibilização do protocolo de Kyoto, ele ajuda a movimentar a economia de países em desenvolvimento de modo sustentável por meio dos créditos de carbono.

Os créditos de carbono ou “moedas verdes” são certificados que podem ser comercializados em bolsas de valores e mercados podendo ser comprados ou vendidos por governos e empresas. A comercialização desses créditos de carbono também gera um

incentivo para criação de tecnologias e desenvolvimento de fontes alternativas de produção, matrizes energéticas limpas e para medidas mitigadoras das mudanças climáticas de forma geral, como é o caso do estudo de camadas de cobertura.

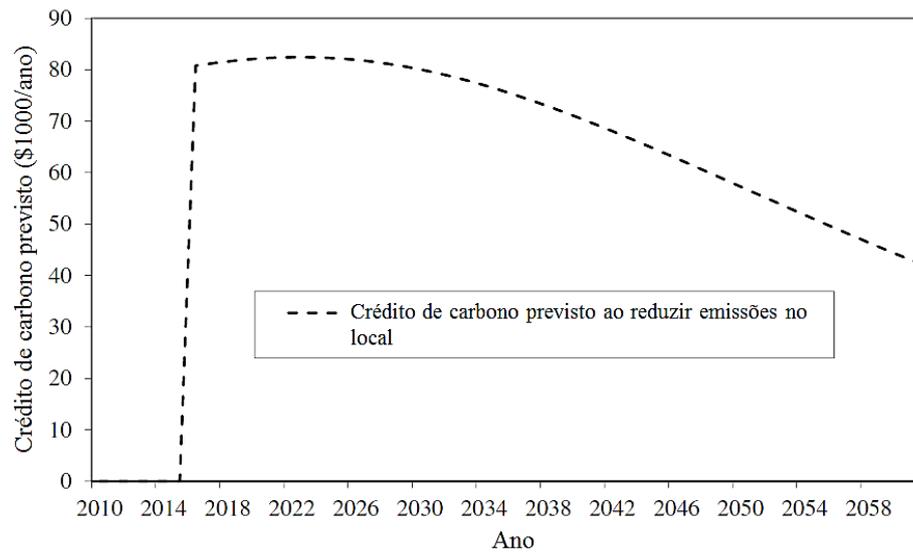
Kormi et al. (2018) propuseram uma metodologia para estimar o potencial ganho em créditos de carbono que alguns países mediterrâneos poderiam ter ao encerrarem lixões com diferentes camadas de coberturas oxidativas. As Figuras 2 e 3 mostram a redução de emissões de metano e o ganho em créditos de carbono, respectivamente, ao cobrir um lixão próximo a Tunes, capital da Tunísia, com solo de jazida disponível. Estudos como esse geram financiamentos externos em países menos desenvolvidos para obtenção de tecnologias sustentáveis de baixo custo.

Figura 2 - Redução de emissões de metano em caso de remediação de lixão



Fonte: Adaptado de Kormi *et al.* (2018).

Figura 3 - Estimativa da obtenção de créditos de carbono em caso de remediação de lixão



Fonte: Adaptado de Kormi *et al.* (2018).

2.2 CAMADAS DE COBERTURA DE DEPÓSITOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Um depósito de resíduos sólidos urbanos, do ponto de vista biológico, corresponde a um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas em um ambiente formado pela massa de resíduos com suas características físicas, químicas, biológicas e suas inter-relações. Esse sistema complexo promove a degradação da fração orgânica dos RSU gerando efluentes líquidos e gasosos, modificando a pressão no interior da massa de resíduos, normalmente contida por sistemas de impermeabilização de base e de cobertura (ALCÂNTARA, 2007).

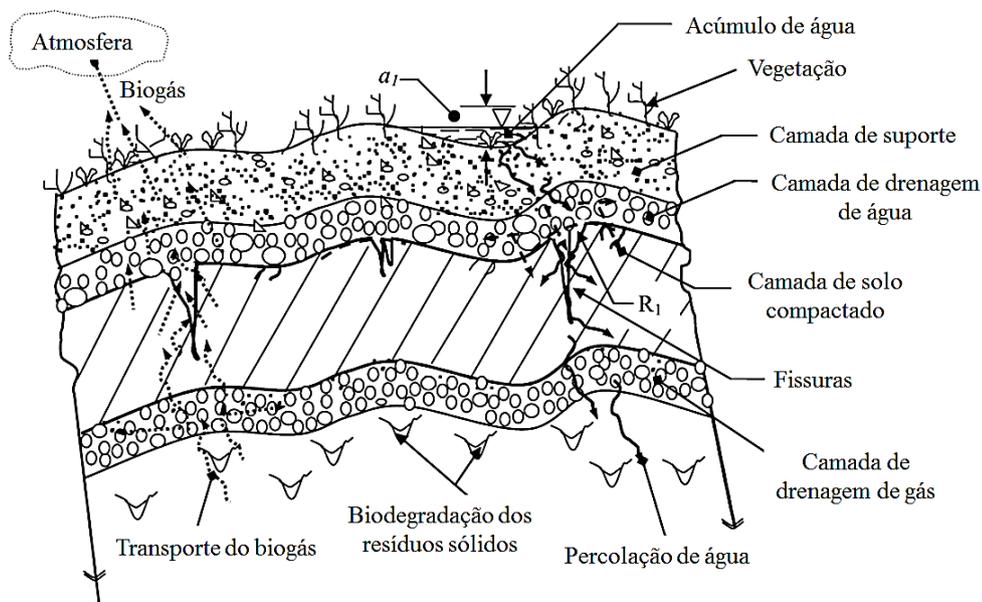
Com relação aos sistemas de cobertura, Cossu *et al.* (2000) afirmam que eles possuem diversas finalidades, tais como controlar a geração de lixiviado na massa interna de resíduos por meio do controle de infiltração de águas pluviais; controlar o fluxo do biogás produzido por processos de digestão anaeróbia no interior da massa de resíduos; isolar a massa de resíduos do ambiente externo; impedir a dispersão de materiais de baixo peso ocasionada pela ação do vento; impedir a presença de vetores transmissíveis de doenças tais como insetos, pássaros e ratos e permitir o crescimento de vegetação após sua instalação.

Ainda de acordo com o autor, o controle de geração de lixiviado citado acima não só se refere à parte ambiental com redução dos impactos ao meio ambiente, mas também diz respeito à parte econômica com redução do custo de tratamento desses efluentes. As camadas de cobertura também devem ser projetadas e instaladas de modo a garantir uma manutenção adequada e resistência a processos de erosão, recalques dos resíduos e fenômenos de subsidência.

Para Boscov (2008), a camada de cobertura está sujeita a um grande número de solicitações que causam perda de estanqueidade devido ao surgimento de fissuras. Como principais causas, pode-se citar variações de temperatura, ciclos de molhagem e secagem, penetração de raízes, recalques totais e diferenciais causados pela compressão dos resíduos e do solo da fundação, movimento de veículos e erosão por água ou vento. Por todos esses motivos, as permeabilidades dessas coberturas compactadas em campo são superiores às previstas por ensaios de laboratório.

Rajesh et al. (2014) afirmam que quando as tensões de tração induzidas devido às diversas solicitações excedem a resistência do material de cobertura, o surgimento de fissuras causa redução de desempenho no que se refere a retenção do biogás e infiltração de água, conforme Figura 4.

Figura 4 - Comportamento de uma camada de cobertura sujeita a tensões e deformações



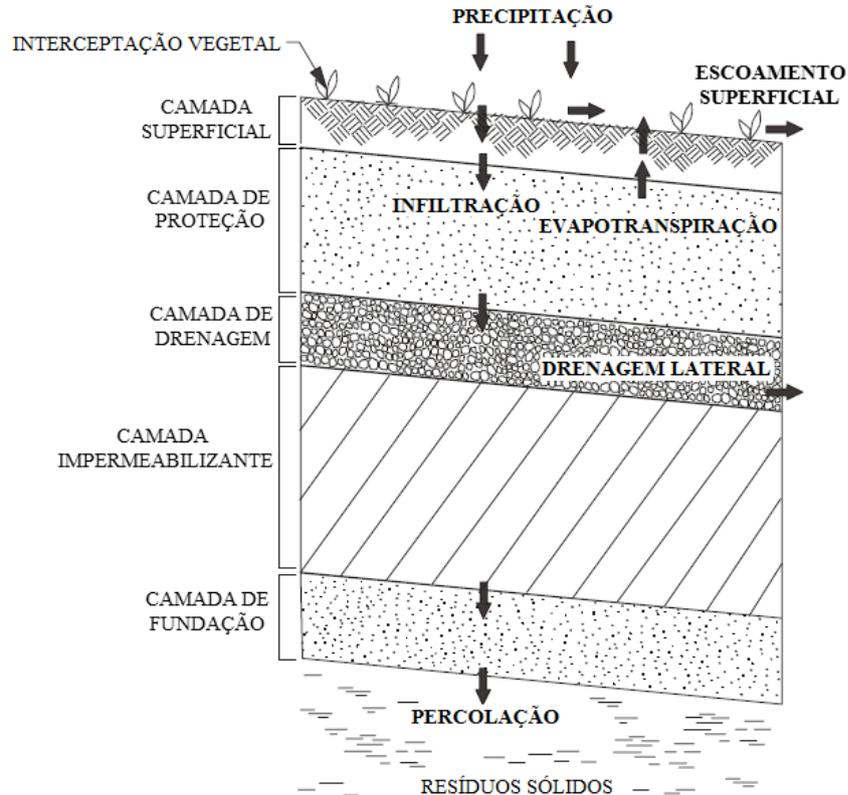
Fonte: Adaptado de Rajesh *et al.* (2014).

Portanto, o projeto de uma camada de cobertura final e a escolha dos materiais a serem utilizados vai depender de vários fatores, tais como a composição gravimétrica e as propriedades dos resíduos, bem como as suas formas de tratamento prévio, a disponibilidade de materiais e jazidas para construção, os condicionantes locais como clima e regime pluviométrico e os procedimentos de operação nos aterros sanitários.

De modo geral, as camadas de cobertura podem ser executadas para duas finalidades principais, que são cobertura impermeável e cobertura parcialmente permeável (COSSU et al., 2000). O primeiro tipo visa minimizar a infiltração de água e a produção de lixiviados. Os solos normalmente são compactados com estruturas no ramo úmido de modo a garantir um

baixo coeficiente de permeabilidade à água. Porém, esse tipo de solução reduz a quantidade de resíduos a serem compactados na célula do aterro, uma vez que os resíduos não possuem uma umidade adequada para sofrer processos de biodegradação devido à pouca infiltração de águas pluviais. O segundo tipo visa controlar essa taxa de infiltração de água através do estudo do balanço hídrico de modo a aumentar a vida útil do aterro sanitário, conforme Figura 5.

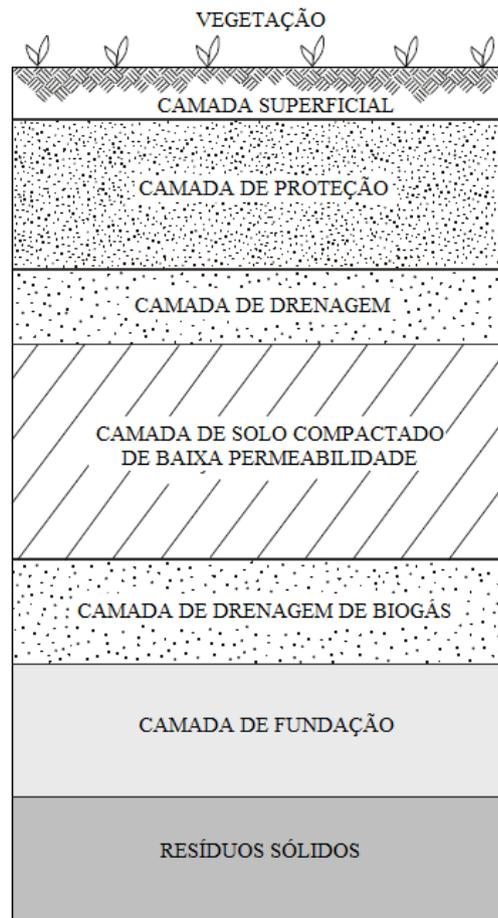
Figura 5 - Balanço hídrico em um sistema de cobertura



Fonte: Adaptado de U.S. EPA (2004).

Além disso, é necessário um estudo dos parâmetros locais tais como variação de umidade e sucção e de temperatura do ambiente, além das características intrínsecas dos materiais como resistência, compressibilidade e permeabilidade a fluidos, uma vez que tudo isso pode afetar a funcionalidade do sistema de cobertura. Dentre os sistemas de cobertura mais utilizados, tem-se as camadas convencionais, barreiras capilares, coberturas evapotranspirativas e as biocoberturas. As camadas convencionais (CCL), conforme Figura 6, são compostas por uma série de componentes de modo que cada um deles deve manter sua eficiência e integridade para garantir o funcionamento ideal de todo o sistema ao longo do tempo (GARBO; COSSU, 2017).

Figura 6 - Esquema dos principais componentes de uma camada de cobertura convencional



Fonte: Adaptado de U.S. EPA (2004)

Nesse tipo de sistema podem ainda estar presentes camadas adicionais de geotêxteis ou geomembranas para a separação de duas ou mais camadas. Os elementos do sistema podem ser instalados de diferentes maneiras, de acordo com as metodologias adotadas, e podem incluir vários materiais, formando as chamadas camadas compostas, como é o caso das camadas de geossintético e solo argiloso (GCL).

Já as barreiras capilares consistem em camadas de areia com granulometria intermediária (material fino) colocada no topo de uma camada de cascalho (material granular). Uma camada superficial de solo natural é colocada no topo da camada de material fino, não apenas para apoiar o crescimento da vegetação, mas também para garantir o funcionamento ideal da barreira capilar, atuando no armazenamento da água que flui através da barreira. Em condições não saturadas, a diferença na granulometria entre as duas camadas gera na interface forças capazes de reter a água na camada mais fina até sua saturação, enquanto os cascalhos na camada abaixo permanecem quase secos. Nessas condições, a condutividade hidráulica horizontal é muito maior que a vertical, portanto, a água flui dentro

da camada de material fino em paralelo à interface das camadas, geralmente favorecida pela inclinação do sistema de cobertura.

As coberturas evapotranspirativas usam processos naturais para controlar a infiltração da água na superfície do aterro. O sistema de camadas de solo é dimensionado de forma a armazenar o máximo de água. Essa água é eliminada posteriormente através da evapotranspiração das espécies vegetais presentes no solo de cobertura (HUSE, 2007). Esse tipo de sistema de cobertura foi desenvolvido para uso em locais áridos e semi-áridos. Os tipos de solo usados na construção incluem areias siltosas, siltes e siltes argilosos. A baixa condutividade hidráulica desses tipos de solos limita a infiltração de água na barreira durante períodos de chuva. A espessura necessária desse tipo de sistema é função da frequência e intensidade de chuvas da região, das propriedades hidráulicas não saturadas do solo, do tipo de vegetação na superfície, dentre outros fatores (U.S. EPA, 2004).

Para o dimensionamento desses sistemas, há recomendações para a escolha dos materiais de acordo com suas características e propriedades físicas. A NBR 13896 (ABNT, 1997) apenas expõe que o projeto da cobertura final deve minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar assentamentos sem fratura e possuir um coeficiente de condutividade hidráulica inferior ao solo natural da área do aterro e menor que 5×10^{-7} m/s.

Por outro lado, o Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos publicado em 2001 pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM) mostra que para aterro industrial classe I, a camada de impermeabilização superior é obrigatória e deve possuir coeficiente de permeabilidade menor que 10^{-9} m/s. Já para aterro industrial classe II, a camada de impermeabilização superior deve ser constituída de manta plástica (com espessura de 0,8 mm a 1,2 mm) ou de argila de boa qualidade com coeficiente de permeabilidade vertical à água menor ou igual a 10^{-8} m/s e espessura maior que 50 cm.

Rocca (1993) em parceria com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) mostra que o solo mais indicado para construção das camadas impermeabilizantes em aterros de resíduos sólidos industriais é o argiloso, devendo atender às seguintes características: solo classificado como CL, CH, SC ou OH, segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos; apresentar no mínimo 30% de partículas com diâmetro inferior a 0,075 mm (passante na peneira nº 200); coeficiente de permeabilidade vertical à água inferior a 10^{-9} m/s; limite de liquidez (LL) maior ou igual a 30%; índice de plasticidade (IP) mínimo de 15% e pH mínimo de 7. Benson et al. (1994) recomendam que o solo utilizado tenha valores mínimos de LL, IP e índice de atividade ($\phi < 2 \mu\text{m}$) de 20%, 7% e 0,3, respectivamente, para alcançar uma permeabilidade à água menor ou igual a 10^{-9} m/s.

Dentre as normas internacionais, pode-se tomar como referência a normativa adotada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA), a normativa do governo italiano - relatadas por Cossu e Stegmann (2018) - e o regulamento de aterros sanitários da Alemanha, citado por Müller e Wöhlecke (2019). Com relação aos aterros de resíduos sólidos urbanos não perigosos, a U.S. EPA (2020) mostra que, em caso de uso de solos compactados, esses materiais sejam ricos em argila - embora possam conter também outros materiais - com percentual mínimo de partículas com diâmetro inferior a 0,075 mm (passante na peneira nº 200) de 30% e limite de liquidez maior que 30%. Além do mais, essas camadas devem apresentar coeficiente de permeabilidade à água inferior a 10^{-7} m/s e espessura mínima de 45 cm. A legislação italiana ressalta que as camadas devem possuir espessura mínima de 50 cm com coeficiente de permeabilidade à água menor ou igual a 10^{-8} m/s.

No regulamento de aterros sanitários da Alemanha, somente alguns materiais podem ser aterrados a depender da classe de contaminação. Existem quatro classes de aterros, sendo elas a classe 0 (resíduos inertes), classe I (resíduos com baixa contaminação), classe II (resíduos significativamente contaminados) e a classe III (resíduos industriais perigosos). Ainda há outros tipos de resíduos que devem ser depositados em locais de armazenamento subterrâneo (classe IV). Os sistemas de cobertura para os aterros classe I, II e III são constituídos de geomembranas em contato com a camada de argila compactada. A geomembrana deve ter espessura mínima de 2,5 mm, enquanto a argila deve ser compactada com espessura mínima de 50 cm e coeficiente de permeabilidade à água, obtido em laboratório, menor ou igual a 10^{-9} m/s para aterros classe I e menor ou igual a 10^{-10} m/s para aterros classe II e III, a um gradiente hidráulico de 30. A Tabela 1 mostra um resumo dos critérios recomendados para uma camada de cobertura convencional de resíduos sólidos urbanos não perigosos.

Tabela 1 – Critérios recomendados para coberturas finais de resíduos sólidos urbanos não perigosos

Critérios para coberturas	Coefficiente de permeabilidade à água (m/s)	Espessura (cm)	Classificação SUCS	% passante na peneira #200	Limite de Liquidez (%)	Índice de plasticidade (%)	Índice de atividade ($\phi < 2\mu\text{m}$)
Brasil ^(a)	$\leq 5 \times 10^{-7}$	-	-	-	-	-	-
Brasil ^(b)	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	-	-	-	-	-
Brasil ^(c)	$\leq 10^{-9}$	-	CL, CH, SC ou OH	≥ 30	≥ 30	≥ 15	-
Estados Unidos ^(d)	$\leq 10^{-7}$	≥ 45	-	-	-	-	-
Itália ^(d)	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	-	-	-	-	-
China ^(d)	$\leq 10^{-9}$	≥ 90	-	-	-	-	-
Alemanha ^(e)	$\leq 10^{-9}$	≥ 50	-	-	-	-	-
Benson et al. (1994)	$\leq 10^{-9}$	-	-	≥ 30	≥ 20	≥ 7	$\geq 0,3$

Legenda: (a) NBR 13896 (ABNT, 1997); (b) IBAM (2001); (c) Rocca (1993); (d) Cossu e Stegmann (2018); (e) Müller e Wöhlecke (2019).

Fonte: O Autor (2020).

2.3 BIOCOBERTURAS

Existem duas opções de reduzir as emissões de gás metano para a atmosfera em depósitos de resíduos sólidos urbanos. A primeira é a instalação de sistemas de drenagem de biogás para futura queima ou aproveitamento energético. Porém, sabe-se que esses sistemas possuem um potencial de captação que gira em torno de 40% a 60%, sendo o restante dependente da eficiência de retenção das coberturas.

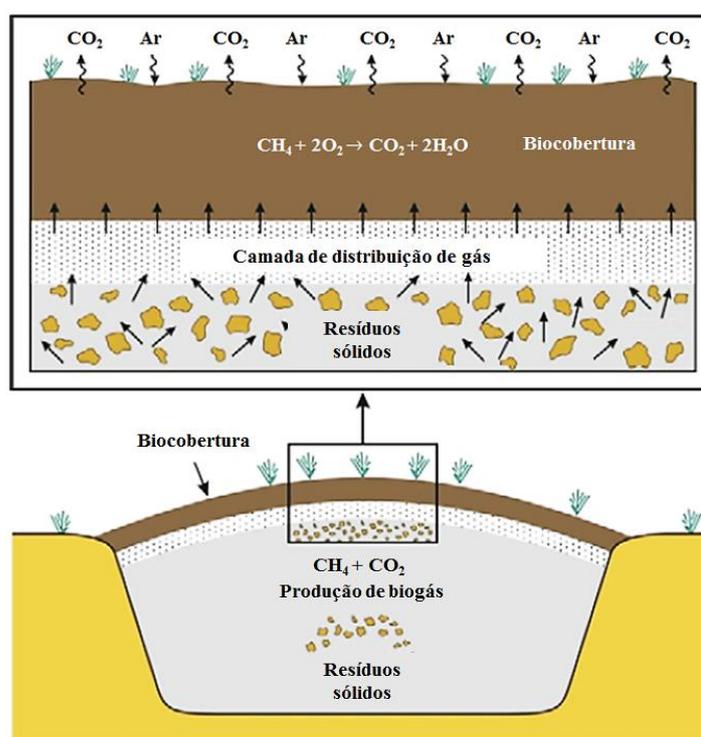
A segunda opção é a utilização de uma cobertura com um filtro biológico (biocobertura) que retém o gás metano e o converte em dióxido de carbono além de outros produtos, por meio de reações de oxidação, conforme Figura 7.

O uso de biocoberturas é uma solução que visa valorizar o uso de materiais alternativos tais como os fertilizantes orgânicos compostos de diversas qualidades e origens (alimentos, podas e jardinagem) e lodos estabilizados provenientes de estações de tratamento esgoto ou água. O funcionamento desse sistema parte do princípio que ele promove um habitat para o desenvolvimento de microorganismos como fungos e bactérias capazes de oxidar o gás metano em condições aeróbias. No entanto, as bactérias metanotróficas são consideradas o principal grupo responsável por promover a função desses filtros.

Essas bactérias formam um grupo único e fisiologicamente distinto pela sua habilidade de usar o gás metano como única fonte de carbono e energia. O gás metano produzido nos aterros sanitários é consumido por elas e convertido em água, dióxido de carbono e biomassa celular. Na reação, há a liberação de 778 kJ por mol de CH_4 , de modo que a formação do produto ocorre de forma exotérmica ($\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{Biomassa celular} + \text{Energia}$) (SALIM, 2011).

É importante salientar que esses microorganismos naturalmente existem em ecossistemas onde há a presença de metano e são particularmente abundantes nas regiões de interface de zonas úmida aeróbia e anaeróbia, arrozais, pântanos e nos solos de aterros sanitários. Logo, pode-se aumentar a quantidade dessas bactérias nas camadas por meio do uso de materiais alternativos ou a mistura desses materiais com o solo do local.

Figura 7 - Ilustração da oxidação do gás metano em biocobertura



Fonte: Adaptado de Kjeldsen; Scheutz (2016).

Para Garbo e Cossu (2017), como vantagens, as biocoberturas são relativamente mais econômicas em termos de operação e instalação em comparação com um sistema de coleta de gás convencional. Elas também exigem baixos custos de manutenção e mão de obra. Portanto, esses sistemas são adequados para países de alta e baixa renda. Porém, as biocoberturas devem ser projetadas e modificadas para cada local onde estão inseridos os depósitos de resíduos de modo a exigirem esforços significativos de pesquisa e desenvolvimento.

Os materiais a serem utilizados devem possuir adequados valores de parâmetros e propriedades como porosidade aerada, capacidade de retenção de água, superfície específica, condutividade térmica e concentração de nutrientes para fornecerem melhores condições de oxidar o gás metano.

Diversos estudos em laboratório e campo – Humer e Lechner (2001), Mor et al. (2006), Scheutz et al. (2009), Huber-Humer et al. (2011), Pedersen et al. (2011), Roncato e Cabral (2012) e Safari et al. (2017) - mostram que compostos orgânicos podem ser utilizados como uma alternativa para a oxidação do gás metano em depósitos de RSU, além de reduzirem os custos de implantação em razão da substituição total ou parcial de outros materiais, eventualmente com maior custo ou não disponíveis no local, como solos arenosos e argilosos.

Os compostos orgânicos são uma mistura de materiais orgânicos fragmentados formados a partir da decomposição de substratos orgânicos em condições úmidas e aeróbicas

(DIAZ et al. 2007). Essa decomposição pode ser descrita como um processo microbiano controlado de transformação da matéria orgânica bruta promovendo mineralização (transformação em sais inorgânicos) e humificação (transformação em húmus) de modo a criar um material estabilizado para uso como adubo.

No entanto, Huber-Humer et al. (2011) alerta que os compostos orgânicos são materiais heterogêneos com gênese variável e uma variedade de propriedades diferentes e muito específicas. Portanto, os efeitos interativos e altamente complexos na oxidação do metano não podem ser adequadamente definidos por meio de parâmetros convencionais. Além disso, as propriedades dos compostos orgânicos podem variar ao longo do tempo devido a outros processos de mineralização e degradação. Em geral, essas propriedades dificilmente previsíveis podem limitar a aplicação prática de alguns desses materiais.

A Tabela 2 mostra um resumo dos parâmetros e propriedades recomendados para compostos orgânicos utilizados em biocoberturas com base em estudos laboratoriais realizados por Huber-Humer et al. (2009).

Tabela 2 - Parâmetros e propriedades recomendados para compostos orgânicos utilizados em biocoberturas

Parâmetros e propriedades	Unidade	Valor proposto
Densidade aparente seca	g/cm ³	0,8 a 1,1
Umidade	% em relação ao peso total	30 a 50
Capacidade de campo	% em relação ao peso seco	50 a 130
Porosidade aerada ¹	%	> 25
Condutividade elétrica	mS/cm	< 4
pH em H ₂ O	-	6,5 a 8,5
Sólidos voláteis	% em relação ao peso seco	> 15
Carbono orgânico total	% em relação ao peso seco	> 7

Legenda: 1 - Parâmetro definido como a razão entre o volume de ar e o volume total da amostra
 Fonte: Adaptado de Huber-Humer *et al.* (2009).

2.4 FLUXO DE ÁGUA EM SOLOS COMPACTADOS DE COBERTURA

O surgimento de requisitos quanto à disposição de resíduos em aterros sanitários promoveu diversos estudos no campo de camadas de base e camadas de cobertura. Enquanto as camadas de base funcionam como barreiras impermeabilizantes de líquidos, as coberturas devem funcionar como barreiras de controle de líquidos e gases.

O coeficiente de permeabilidade é uma constante de proporcionalidade relacionada com a facilidade com que um fluido atravessa uma massa de solo. Para calcular esse coeficiente é necessário utilizar a Lei de Darcy, que relaciona linearmente a velocidade de um fluido através de um meio poroso com um gradiente hidráulico, considerando uma escala macroscópica, fluxo laminar e escoamento estacionário de um solo saturado:

$$v = k \times i \quad (1)$$

Em que:

v = velocidade de fluxo (m/s);

k = coeficiente de permeabilidade (m/s);

i = gradiente hidráulico, definido pela razão entre a perda de carga (Δh) ao longo de uma distância (L) de percolação.

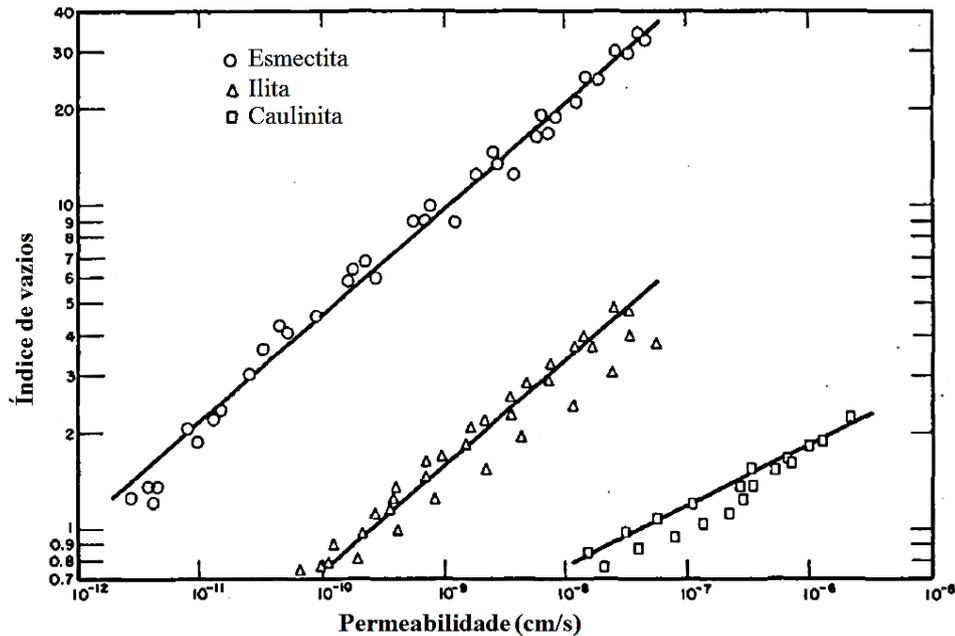
Os fatores que influenciam o valor da permeabilidade foram estudados por diversos autores como Lambe (1958), Mitchell et al. (1965), Mesri e Olson (1971) e Benson et al. (1994). De modo geral, solos mais finos apresentam menor permeabilidade que os solos mais grossos; solos com partículas esféricas ou arredondadas apresentam tendência a maiores valores de permeabilidade em relação a solos com partículas angulares ou em forma de lâminas.

A atividade dos argilominerais e os limites de consistência - ambos ligados à fração fina presente em um solo - são também relacionados ao acréscimo ou decréscimo da permeabilidade dos materiais. Ao realizarem estudos em 67 amostras de solos de aterros sanitários dos Estados Unidos, Benson et al. (1994) reportaram que a permeabilidade à água dos solos compactados é afetada por fatores como granulometria, limites de consistência, saturação inicial, energia de compactação e tipo de rolo compactador.

A Figura 8 mostra a permeabilidade à água de três solos com diferentes tipos de argilomineral predominante - caulinita, illita e esmectita - os quais foram estudados por Mesri e Olson (1971). Os autores afirmam que a permeabilidade dos solos finos é controlada por variáveis mecânicas (tamanho, forma e o arranjo geométrico das partículas) e físico-químicas

(densidade e distribuição das cargas superficiais, valência dos cátions adsorvidos e propriedades do fluido).

Figura 8 - Coeficiente de permeabilidade à água de solos finos



Fonte: Adaptado de Mesri; Olson (1971).

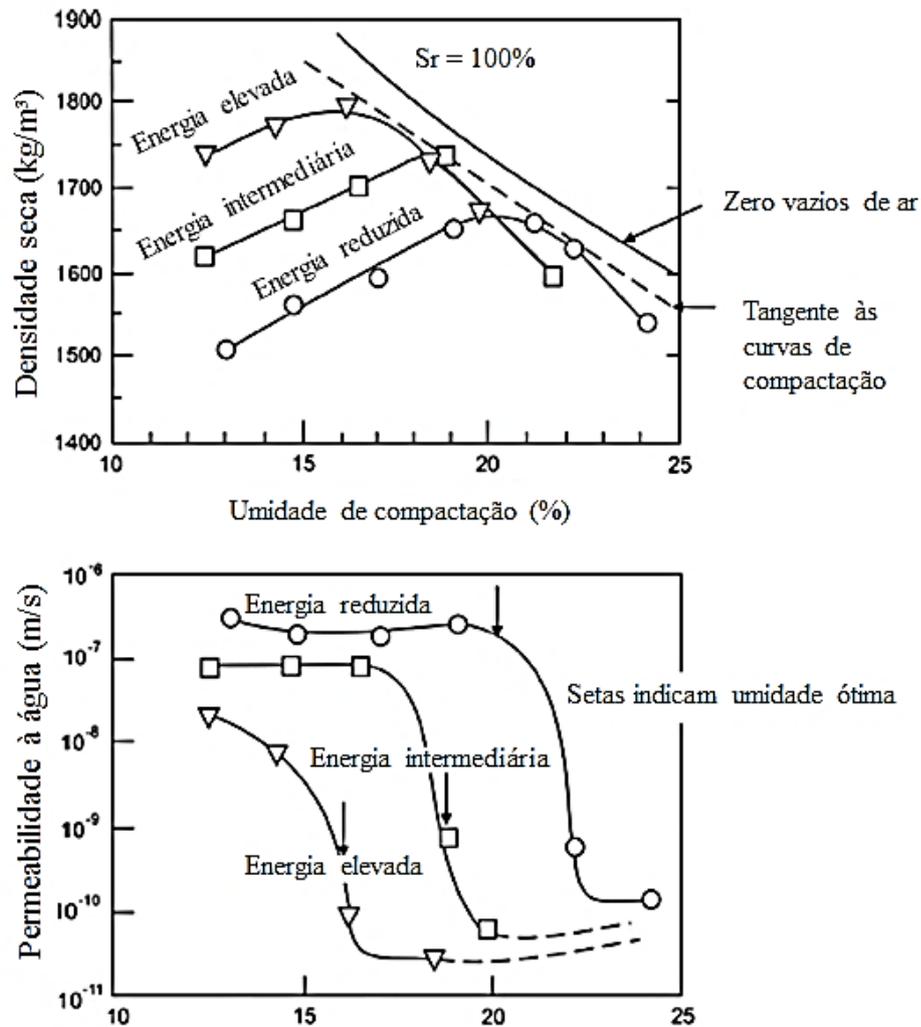
Sabe-se também que a permeabilidade dos solos compactados varia de acordo com o teor de umidade de compactação. Segundo Boscov (2008), a permeabilidade no ramo seco pode chegar a valores de uma a três ordens de magnitude maior do que a permeabilidade no teor de umidade ótimo ou no ramo úmido. Ao analisar amostras de um mesmo material compactadas no ramo seco e no ramo úmido com os mesmos pesos específicos secos (mesmo índice de vazios), os coeficientes de permeabilidade podem ser muito diferentes em decorrência da estrutura do solo compactado.

De acordo com Lambe (1958), a estrutura é um dos principais fatores que geram essa mudança na permeabilidade dos solos compactados. No ramo seco, a estrutura é floculada (arranjo aleatório das partículas) de modo que os vazios são maiores, gerando um caminho de percolação na direção vertical menor e, conseqüentemente, uma permeabilidade maior. No ramo úmido, a estrutura é dispersa de tal maneira que as partículas ficam em um arranjo paralelo com os vazios menores, gerando um caminho de percolação mais tortuoso e, conseqüentemente, uma permeabilidade é menor.

Além disso, o aumento da energia de compactação reduz a permeabilidade à água. Daniel e Benson (1990) reportaram menores valores de permeabilidade em solos compactados

com desvio de +2% a +4% da umidade ótima. A Figura 9 mostra a relação entre densidade seca, umidade de compactação e permeabilidade à água a diferentes energias de compactação.

Figura 9 - Relação entre densidade seca, umidade de compactação e permeabilidade à água a diferentes energias de compactação



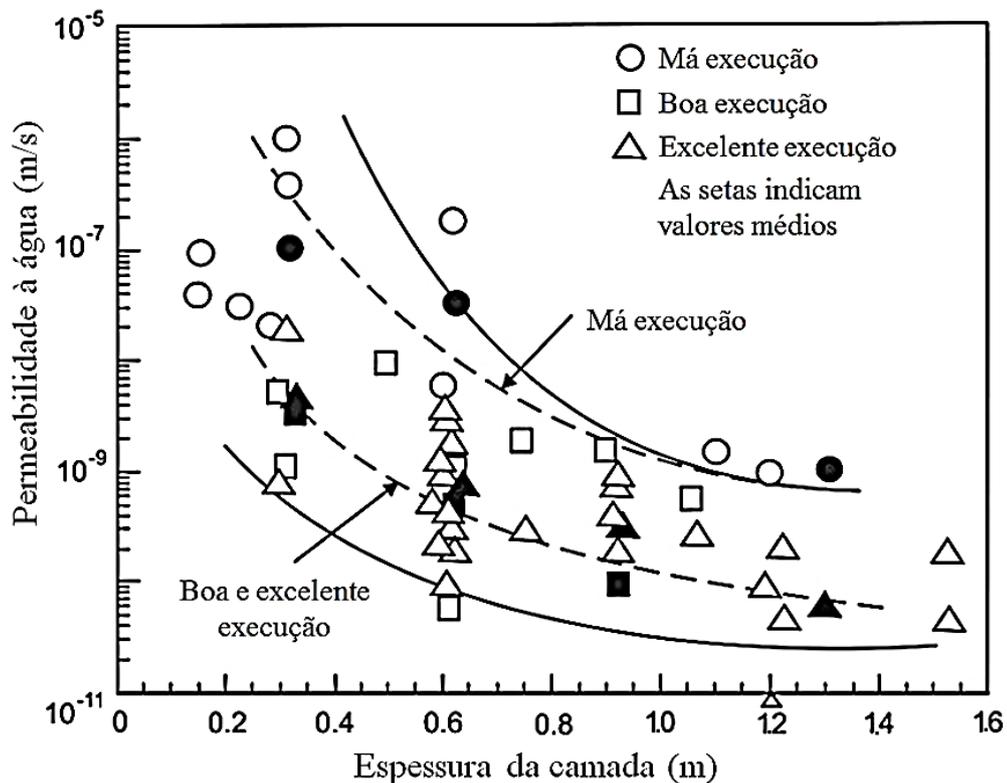
Fonte: Adaptado de Blight (2013)

Devido aos diferentes métodos de compactação e condições do material e do ambiente em campo, a permeabilidade em campo difere da permeabilidade de laboratório. Daniel (1984) obteve valores de permeabilidade de campo superiores entre uma e três ordens de grandeza aos determinados em laboratório, mesmo em amostras indeformadas retiradas da camada compactada.

Para Boscov (2008), esses diferentes valores são ocasionados por fatores como representatividade das amostras, método de compactação, direção de fluxo em ensaios de campo e laboratório, crescimento de microrganismos, grau de saturação e formação de trincas em campo devido aos ciclos de umedecimento e secagem.

Em razão disso, Blight (2013) mostra que a permeabilidade à água em campo normalmente diminui com o aumento da espessura da camada, conforme Figura 10. O autor ainda mostra as condições para diferentes qualidades de execução desses revestimentos em campo e a importância de atingir um coeficiente de permeabilidade à água menor que 10^{-9} m/s em menores espessuras realizando uma boa execução em campo, reduzindo assim os custos de aquisição de materiais de jazidas.

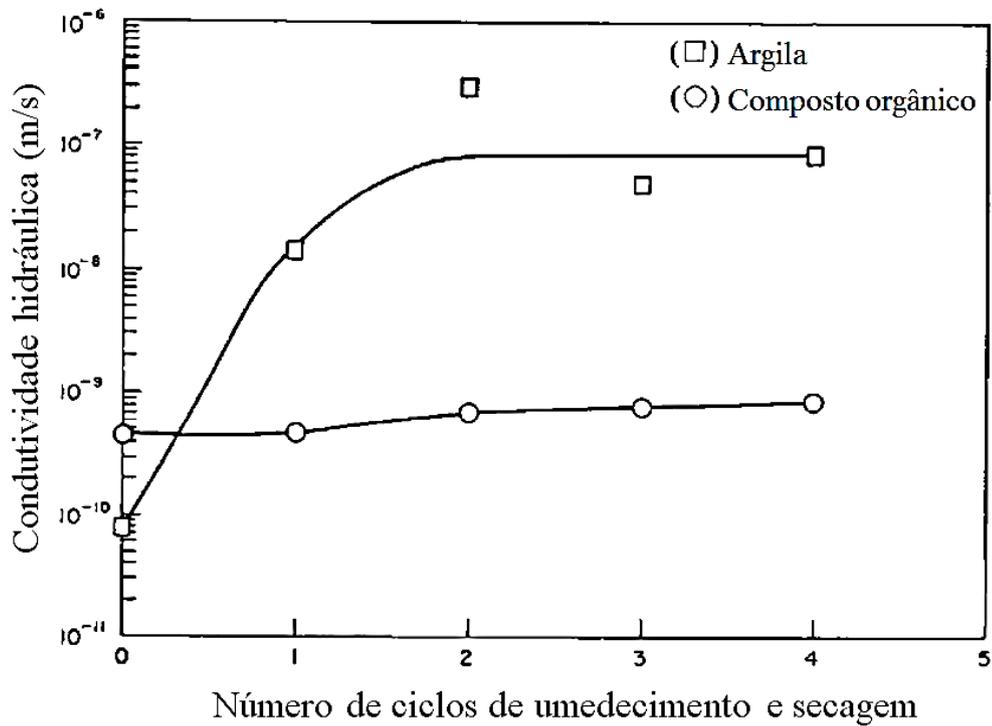
Figura 10 - Relação entre qualidade de execução, espessura da camada compactada e permeabilidade à água em campo



Fonte: Adaptado de Blight (2013)

Ainda com relação aos efeitos das interações do ambiente com os materiais, Benson e Othman (1993) verificaram a variação da permeabilidade em uma argila e um composto orgânico (derivado de lodo e resíduos sólidos urbanos) moldados na umidade ótima, perante ciclos de umedecimento e secagem em laboratório. Observa-se da Figura 11 que a permeabilidade hidráulica saturada do composto orgânico praticamente não foi afetada pelo número de ciclos, enquanto a argila teve seu coeficiente aumentado cerca de 1000 vezes após 3 ciclos.

Figura 11 - Variação do coeficiente de permeabilidade hidráulica saturada em função do número de ciclos de umedecimento e secagem



Fonte: Adaptado de Benson e Othman (1993)

Os autores explicam que a pequena variação da permeabilidade do composto se dá pela maior resistência à formação de fissuras pela secagem, sendo resultado da maior presença de materiais fibrosos. Dentre esses materiais fibrosos, pode-se mencionar os restos de raízes e galhos de tal forma que eles tendem a manter a estrutura do material mais unida por mecanismos de tração.

Estudos similares também foram realizados pelos mesmos autores para avaliar ciclos de gelo e degelo. Notou-se que para ambos os materiais, a condutividade hidráulica saturada aumentou. Porém, a argila compactada teve seu coeficiente aumentado de 220 vezes, enquanto o composto orgânico teve um aumento de 8 vezes. Daí, nota-se a importância do uso de materiais alternativos de modo a garantir o bom desempenho das camadas de cobertura ao longo do tempo.

Para Nemes et al. (2005), o efeito de matéria orgânica na permeabilidade à água dos materiais é complexo, uma vez que há um aumento dos vazios dos materiais – tendência de aumento da permeabilidade - mas também há um aumento da retenção de água, permitindo que menos água flua livremente.

O acréscimo de matéria orgânica também pode afetar a distribuição do tamanho dos poros dos materiais através do desenvolvimento de diferentes estruturas ocasionando mudanças no coeficiente de permeabilidade. Essas modificações podem reduzir o número de

fissuras e torrões existentes no solo por partículas mais agregadas de modo a gerar caminhos mais tortuosos e estreitos para a percolação de água.

No entanto, esses efeitos podem ser diferentes a depender do tipo de solo e material orgânico utilizado. Portanto, o dimensionamento e execução de uma camada de cobertura deve levar em conta a metodologia de construção e desempenho dos materiais no local estudado.

2.5 FLUXO DE GASES EM SOLOS COMPACTADOS DE COBERTURA

A geração de metano em depósitos de resíduos sólidos é iniciada na fase de degradação anaeróbica dos resíduos desde o despejo até o final da biodegradação durante o período de pós-operação do local. A quantidade total de biogás gerado pode ser superior a 200 m³ por tonelada de resíduo a depender do tipo de resíduo e composição gravimétrica (STAUB et al., 2011).

O metano gerado pode ser coletado por sistemas de drenagem como tubulações distribuídas ao longo da massa de resíduos e camada de drenagem de gás (localizada abaixo da camada de cobertura) para, em seguida, ser queimado ou aproveitado para gerar eletricidade e/ou calor. Os flares (queimadores de gases) convertem metano em gás carbônico de modo a reduzir substancialmente uma parcela que seria emitida. Porém, a parcela não coletada de gás metano pode também ser convertida em gás carbônico por meio do uso de coberturas finais adequadas.

Portanto, o estudo do fluxo de gases em biocoberturas é necessário para controlar a entrada de gás oxigênio e metano nas regiões de oxidação microbológica. Sabe-se que o fluxo de metano é controlado principalmente por advecção e o fluxo de oxigênio por difusão (PEDERSEN, 2010).

No fluxo por advecção, os gases passam de regiões de alta pressão para as regiões de baixa pressão devido a um gradiente de pressão total, enquanto que no fluxo por difusão, o gás se move de regiões de alta concentração a regiões de baixa concentração em decorrência de um gradiente de concentração ou gradiente de pressão parcial (RAJESH et al., 2016).

O fluxo de gases por advecção através de meios porosos possui características diferentes do fluxo de líquidos. De acordo com Ignatius (1999), uma diferença entre os fluxos decorre que, para os gases, a velocidade junto às paredes das partículas sólidas não pode ser considerada igual a zero, como é o caso dos líquidos. Deve-se levar em consideração uma certa velocidade (slip velocity) como se o gás “deslizasse” no contato com os sólidos. Esse efeito (slip-flow) torna-se significativo quando o comprimento livre médio de deslocamento

das moléculas do fluido possui magnitude comparável ao diâmetro dos poros do meio.

Portanto, esse efeito resulta em fluxos maiores que os previstos pela lei de Darcy. Porém, a baixos gradientes de pressão, não se torna muito pronunciado, chegando a valores de permeabilidades próximos ao assumir o fluido como incompressível. Jucá e Maciel (1999) relataram validação da lei de Darcy em solo argiloso compactado até uma diferença de pressão entre a base e o topo da amostra de 120 kPa. Vangpaisal e Bouazza (2004) também mostraram que a lei de Darcy pode fornecer uma aproximação do fluxo de gás por advecção em um material composto de argila e geossintético a baixos gradientes de pressão e tensão confinante.

De toda maneira, pode-se modificar a Lei de Darcy considerando agora um fluido compressível. Ignatius (1999) fez algumas considerações como expansão do gás ao longo do fluxo no meio poroso, fluxo de massa constante e isotérmico obedecendo à lei dos gases ideais. Com isso, o autor chegou à seguinte formulação para a permeabilidade intrínseca do meio poroso:

$$K_a = \frac{2 \times \mu \times L \times P_S \times v}{P_E^2 - P_S^2} \quad (2)$$

Em que:

K_a = Permeabilidade intrínseca do material (m^2);

μ = Viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s);

L = Comprimento da amostra de solo (m);

v = Velocidade de Darcy (m/s);

P_E = Pressão de entrada na amostra (Pa);

P_S = Pressão de saída na amostra (Pa).

As tensões confinantes exercidas na camada de cobertura também podem influenciar o fluxo de ar. Barden e Pavlakis (1971) estudaram o efeito de tensões variando de 200 kPa a 1200 kPa e relataram diminuições da permeabilidade ao ar e aumentos nos valores de sucção em amostras de argila compactadas a diferentes umidades. Roy e Rajesh (2018) reportaram permeabilidade ao ar variando de uma a duas ordens de grandeza com o aumento da tensão confinante de 10 kPa a 100 kPa em argila de baixa plasticidade moldada com desvio de +2% da umidade ótima. No entanto, Rouf et al. (2016) relataram efeitos insignificantes na permeabilidade intrínseca ao ar a baixas tensões confinantes (2 kPa a 20 kPa) para amostras compostas de argilas e geossintéticos compactadas em baixas umidades e altas sucções.

A umidade de compactação também exerce efeitos no fluxo de ar das amostras. Rajesh et al. (2016) constataram redução de duas ordens de grandeza na permeabilidade intrínseca ao

ar em amostras de argilas compactadas com desvios acima de 2% do valor da umidade ótima do ensaio Proctor Normal. Moon et al. (2008) ao estudarem amostras de argila de baixa compressibilidade relataram permeabilidades intrínsecas ao ar superiores cerca de duas a três ordens de grandeza em relação às permeabilidades intrínsecas à água ao variar a umidade de compactação no ramo seco e no ramo úmido. Jucá e Maciel (2006) reportaram redução de quatro ordens de grandeza da permeabilidade ao ar variando a umidade de compactação em argila de alta plasticidade.

Huber-Humer et al. (2011) afirmam que os materiais utilizados em biocoberturas devem garantir porosidade aerada suficiente para as trocas gasosas, facilitando a penetração de oxigênio da atmosfera e o fornecimento de metano dos resíduos, os quais são cruciais para os processos de oxidação microbiana do metano.

Poulsen e Moldrup (2007) estudaram a relação entre permeabilidade ao ar, densidade seca e porosidade aerada de dois compostos orgânicos, um resultante de podas de jardinagem e outro resultante de lodo de esgoto. Os autores observaram proporcionalidade entre o logaritmo da permeabilidade ao gás e o logaritmo da porosidade aerada para altos e baixos valores de porosidade aerada; em valores intermediários, foram encontradas relações inversas. Além disso, Poulsen e Blendstrup (2008) constataram maiores incertezas na previsão da permeabilidade ao ar a altas umidades de seis materiais diferentes com teores de matéria orgânica variando de 0% a 88%.

Segundo van Verseveld e Gebert (2020), a porosidade aerada por si só não é um indicador adequado para prever a permeabilidade ao gás em projetos de sistemas de oxidação de metano, uma vez que essa permeabilidade pode variar para um mesmo solo a depender também da energia de compactação, umidade e das influências na conectividade e tortuosidade dos poros preenchidos com ar.

Os autores concluem também que, em termos de projeto de sistemas de oxidação de metano, a escolha dos materiais e o método de execução - tipo de maquinário e tensões transmitidas às camadas - terão uma maior influência na permeabilidade ao gás (distribuição espacial de emissões) em comparação com o efeito do clima local em muitas regiões.

2.6 REQUISITOS PARA COMPACTAÇÃO DE COBERTURAS E COMPORTAMENTO VIA CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA

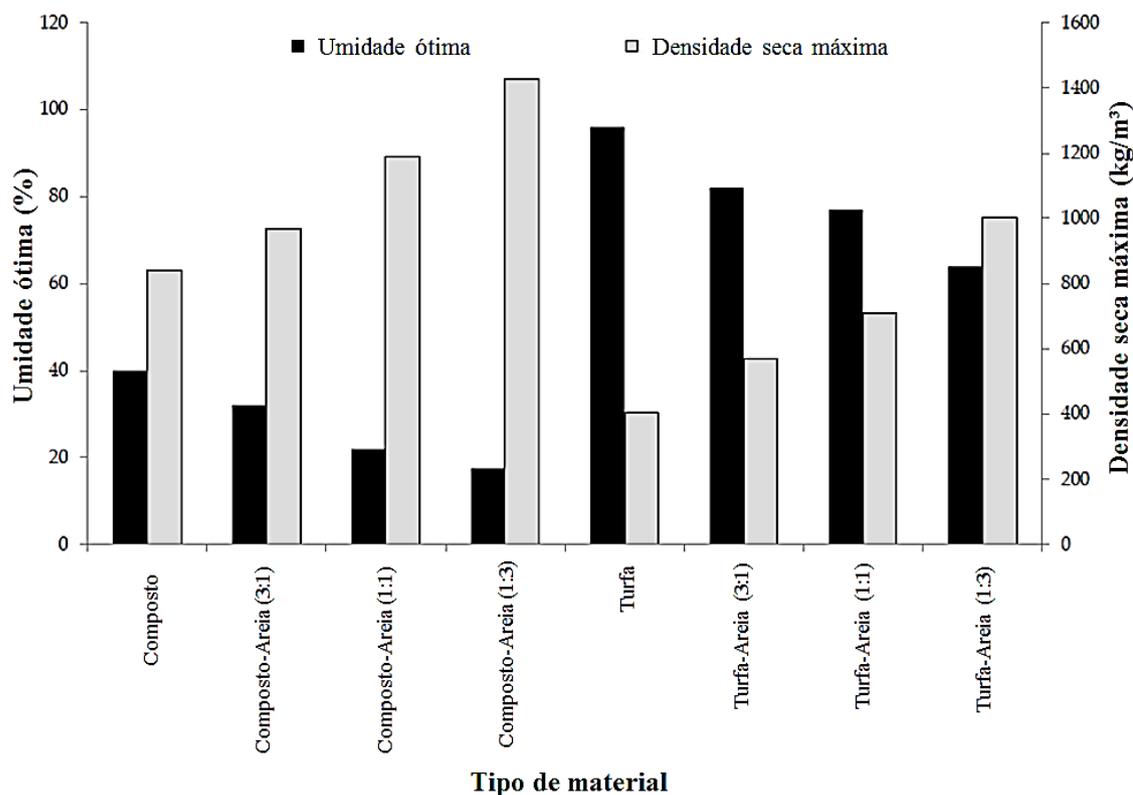
O desempenho de uma cobertura é função de vários fatores; porém, o processo de compactação será o diferencial entre um sistema bom ou ruim. Deve-se garantir a máxima redução de defeitos hidráulicos, procurando a eliminação de torrões de material, o bom entrosamento entre as partículas das diversas camadas, etc. Após o processo de densificação, o material possuirá maior resistência ao cisalhamento, será menos compressível e permeável, e os efeitos de expansão e contração serão controlados. Além disso, para uma compactação adequada de um material, deve-se levar em consideração método de execução, energia aplicada e umidade de compactação.

Portanto, a compactação melhora o comportamento mecânico e minimiza os fenômenos de recalque de uma camada de cobertura (DEVER et al., 2010). Por outro lado, a má execução pode ter um efeito negativo no processo de troca de gases dentro da biocobertura (GEBERT et al., 2011). Para garantir a funcionalidade das camadas de cobertura, Daniel e Benson (1990) afirmam que, além do controle de umidade e densidade seca em campo, é essencial também homogeneização do solo, eficiente ligação entre as camadas, adequada proteção das camadas das intempéries e inspeção realizada por profissionais qualificados.

Em geral, solos argilosos apresentam densidades secas máximas menores, umidades ótimas maiores e curvas mais abatidas em comparação com os solos arenosos; os solos siltosos apresentam-se em posições intermediárias. Segundo Ohu et al. (2009), os materiais orgânicos, tais como resíduos de compostagem, possuem baixa densidade e, quando incorporados ao solo, podem amortecer o efeito da carga externa e, portanto, reduzir os efeitos da energia de compactação aplicada. Gupta et al. (1987) relataram ainda que um solo com altos níveis de matéria orgânica possui uma estrutura que resiste mais à compactação que solos com níveis mais baixos de matéria orgânica.

Khoshand (2014) estudou o efeito da adição de matéria orgânica (turfa e composto orgânico) a solo arenoso na curva de compactação de energia Proctor Normal. Pode-se ver na Figura 12 que a densidade seca máxima das amostras aumentou com o aumento do teor de areia na amostra, enquanto houve redução da umidade ótima. Segundo o autor, a densidade seca máxima relativamente alta de misturas de areia e composto orgânico em comparação com areia e turfa é atribuída ao peso específico dos grãos, sendo a areia com maior valor, seguida do composto orgânico, e a turfa com menor valor.

Figura 12 - Densidades secas máximas e umidades ótimas de diferentes materiais de biocoberturas para uma mesma energia de compactação



Fonte: Adaptado de Khoshand (2014).

Conforme Daniel e Benson (1990), o esforço do ensaio Proctor Modificado (ASTM D1557) representa um limite superior razoável ao esforço de compactação que provavelmente será entregue ao solo no campo. O esforço do ensaio Proctor Normal (ASTM D698) provavelmente representa um esforço de compactação médio. É concebível que, em muitos projetos, o solo em pelo menos alguns locais seja compactado com um esforço menor que o esforço padrão (Proctor Normal). Para isso, os autores trabalharam com um procedimento chamado Proctor Reduzido no qual são aplicados 15 golpes por camada adaptando a metodologia do ensaio Proctor Normal.

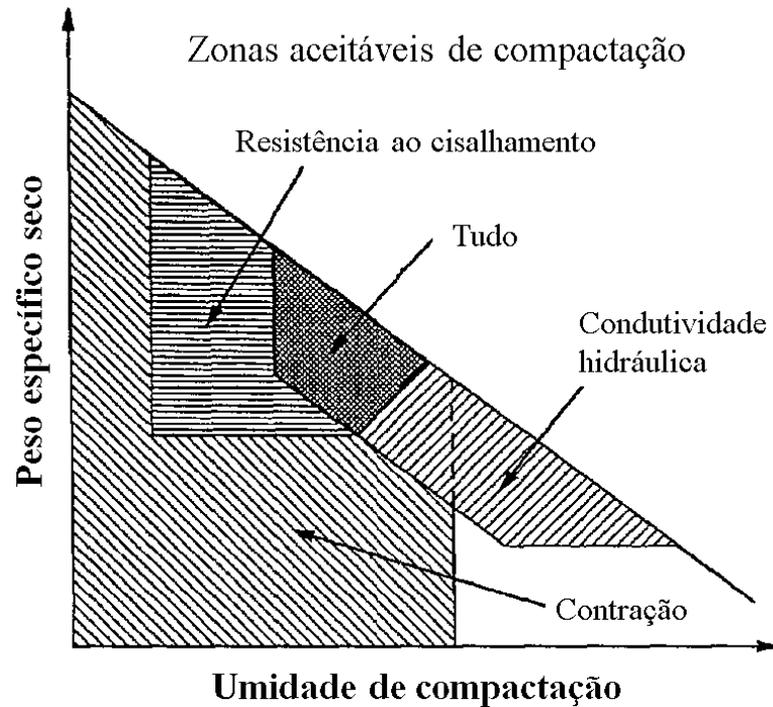
Mundell e Bailey (1985) estudaram o efeito da permeabilidade em laboratório para efeito de comparação com as permeabilidades em campo. No estudo, foram utilizados três esforços de compactação de modo a compatibilizar com as energias atingidas em campo. Segundo os autores, o maior esforço em coberturas normalmente corresponde ao esforço do ensaio Proctor Normal. Os solos utilizados em coberturas geralmente são compactados no ramo úmido da curva de compactação de modo a minimizar a condutividade hidráulica. Além disso, Leonards e Narain (1963), por meio de vários ensaios em solos argilosos compactados, constataram que solos compactados acima da umidade ótima (ramo úmido) foram mais

plásticos e, portanto, mais resistentes a formações de fissuras na ocorrência de recalques diferenciais do que solos compactados no ramo seco.

Porém, em locais relativamente áridos, semiáridos ou onde a camada possa ser submetida a secagens sazonais, essa prática pode não ser tão eficaz uma vez que há uma maior contração do solo quando compactado no ramo úmido da curva em relação ao ramo seco. Kleppe e Olson (1985) compactaram amostras cilíndricas e constataram que a contrações volumétricas na secagem eram linearmente proporcionais às umidades de compactação, e muito sensíveis à densidade seca. Porém, as amostras cilíndricas não sofreram fissuras significativas. Para estudar as aberturas de fissuras, os autores ainda compactaram placas de argila e as restringiram ao longo suas bordas durante a secagem ao ar. As principais aberturas de fissuras, definidas como maiores ou iguais a 10 mm, foram constatadas para contrações volumétricas acima de 4%.

Com isso, Daniel e Wu (1993) realizaram estudos de parâmetros de camadas de base e cobertura de modo a propor uma zona de compactação no gráfico de peso específico aparente seco e umidade de compactação, conforme Figura 13. Essa região de compactação pode ser estendida para as mais diversas obras de engenharia geotécnica adaptando os principais parâmetros de estudo. Para uma camada de cobertura, essa zona aceitável de compactação pode ser definida a partir da consideração de resistência ao cisalhamento, fissuras por efeitos higrotérmicos de interação com o ambiente externo, recalques diferenciais da massa de resíduos sólidos e da fundação, compressibilidade e fluxo de gás e água.

Figura 13 - Zona aceitável de compactação baseada no controle de condutividade hidráulica, contração volumétrica e resistência



Fonte: Adaptado de Daniel; Wu (1993).

Porém, essa zona aceitável também deve levar em conta efeitos de compactação em campo com o uso de equipamentos. Ao se compactar um solo, o grau de saturação no ramo úmido não deve exceder um determinado valor, que depende das características de drenagem do solo e da energia aplicada pelo equipamento, de modo a evitar ruptura da camada do solo e eventuais acidentes de trabalho no campo.

Esse fenômeno também foi constatado por Moussai (2018), no qual definiu uma região aceitável baseada na permeabilidade saturada de controle e em estudos experimentais com rolo pneumático em um silte argiloso de baixa plasticidade. De acordo com o autor, esse fenômeno - também denominado de supercompactação - ocorreu em umidades do solo estudado acima de 18%, correspondente a um grau de saturação de 87%. Portanto, esse fenômeno deve ser levado em conta com os devidos ajustes e correlações de laboratório com campo.

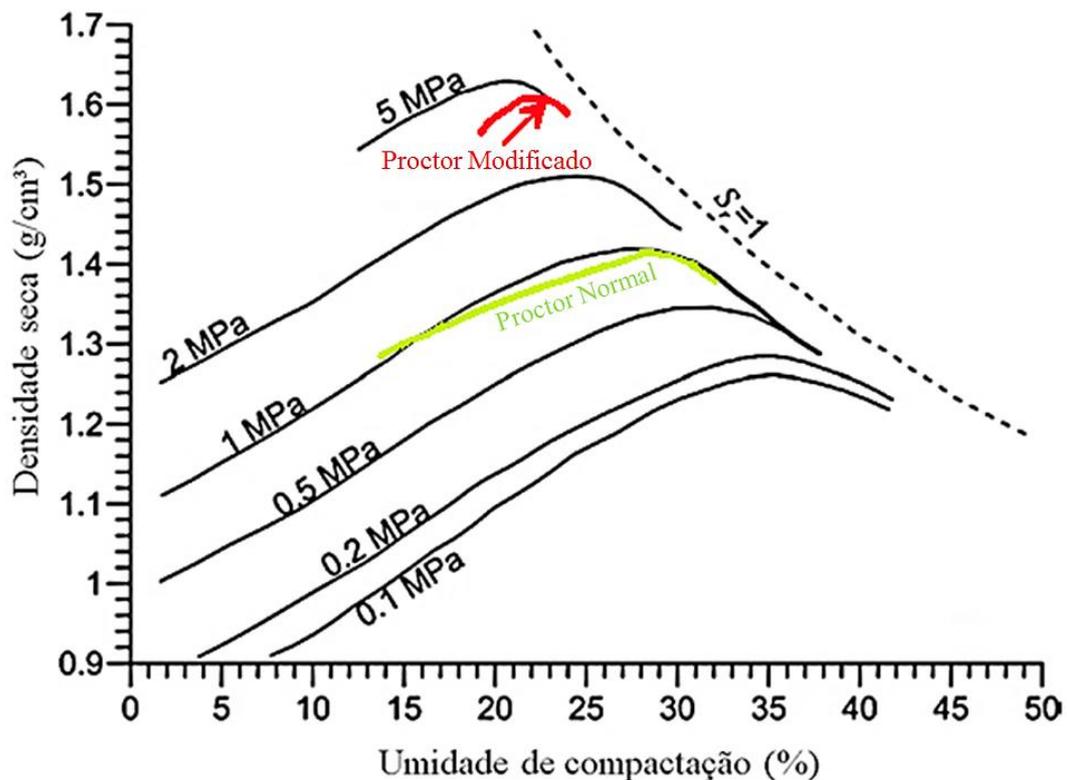
Diante disso, para um mesmo valor de umidade gravimétrica, ao aumentar a energia de compactação, os materiais que se encontram com umidade abaixo da umidade ótima (ramo seco) têm maiores variações de densidade seca em relação aos materiais compactados acima da umidade ótima (ramo úmido). Segundo Massad (2016), ao tentar supercompactar um solo com umidade acima da ótima, atinge-se rapidamente um estado de quase saturação, e a energia aplicada passa a ser transferida para a água, que a devolve como se fosse um material elástico ou uma "borracha". Ainda de acordo com o autor, para um dado teor de umidade de

compactação, existe uma relação linear entre a densidade seca atingida e o logaritmo da energia aplicada na compactação.

Caicedo (2019) mostra correlações entre as densidades secas atingidas com compactação estática e dinâmica, conforme Figura 14, em solos com baixos níveis de plasticidade. De acordo com o autor, boas correlações podem ser alcançadas para solos finos com baixos níveis de plasticidade, uma vez que esses solos possuem baixos valores de sucção nas umidades ótimas de compactação; no entanto, quando a plasticidade aumenta, há também aumentos nos valores de sucção de forma que a energia dinâmica aplicada no ensaio de compactação em laboratório não alcança densidades a partir de métodos estáticos de compressão.

Além disso, os esforços de compressão necessários para alcançar as densidades máximas dos ensaios Proctor Normal e Proctor Modificado em argilas com limite de liquidez abaixo de 60% podem ser de 1,3 MPa e 4,5 MPa, respectivamente; porém, é necessário analisar outros fatores tais como os efeitos do número de ciclos de carregamento e a temperatura da água no momento da compactação.

Figura 14 - Correlação entre compactação estática e dinâmica



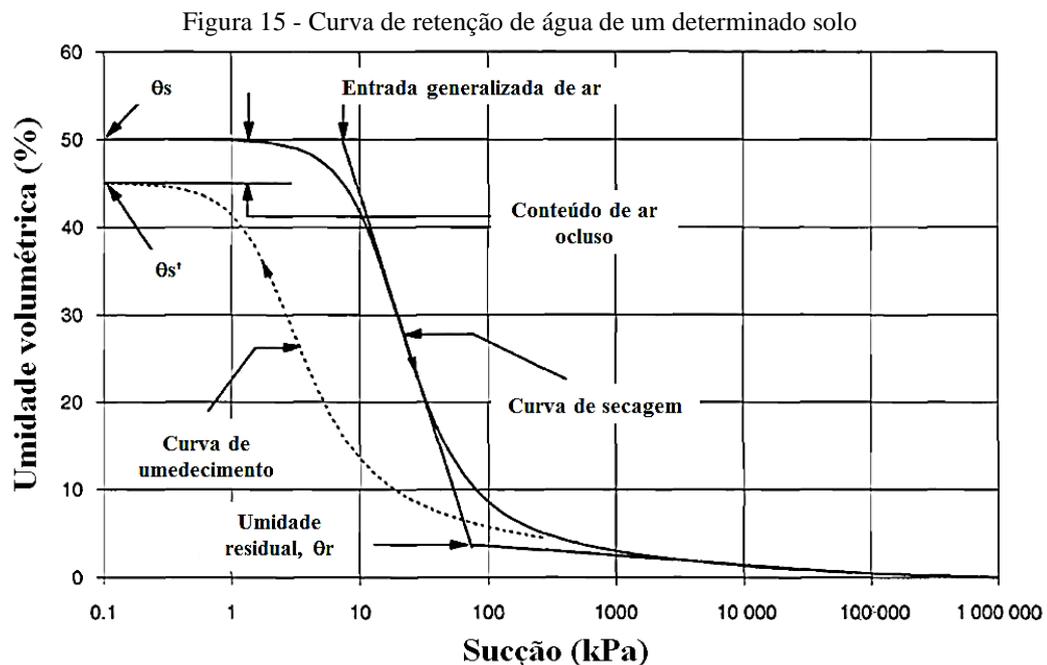
Fonte: Adaptado de Caicedo (2019).

Sabe-se também que, após a fase de compactação, o desempenho dessas coberturas em campo depende das condições climáticas do local, uma vez que os ciclos de umedecimento e

secagem afetam as características de fluxo de gás e água dos materiais. Uma das formas de analisar essa influência é por meio da curva de retenção de água, que descreve o comportamento não saturado de um determinado material por meio da relação entre o teor de água (umidade gravimétrica, umidade volumétrica ou grau de saturação) e o potencial de sucção.

De acordo com Jucá (1990), a forma dessa curva depende da geometria dos poros, magnitude e da composição mineralógica da fração fina. Solos argilosos apresentam curvas características de menor inclinação ou declividade, enquanto solos areno-siltosos apresentam curvas mais inclinadas ou verticalizadas, promovendo um rápido decréscimo de sucção para pequenas variações de umidade.

Além disso, a curva de retenção de água pode ser obtida a partir de trajetórias de umedecimento e secagem e, por meio dessa relação descrita, pode-se avaliar a capacidade de retenção de água de um determinado meio poroso. A Figura 15 mostra uma curva de retenção de água típica descrita por Fredlund et al. (1994), que mostra os principais parâmetros a serem obtidos, tais como umidade volumétrica na saturação (θ_s), umidade volumétrica residual (θ_r) e valor da sucção na entrada generalizada de ar.



Fonte: Adaptado de Fredlund *et al.* (1994).

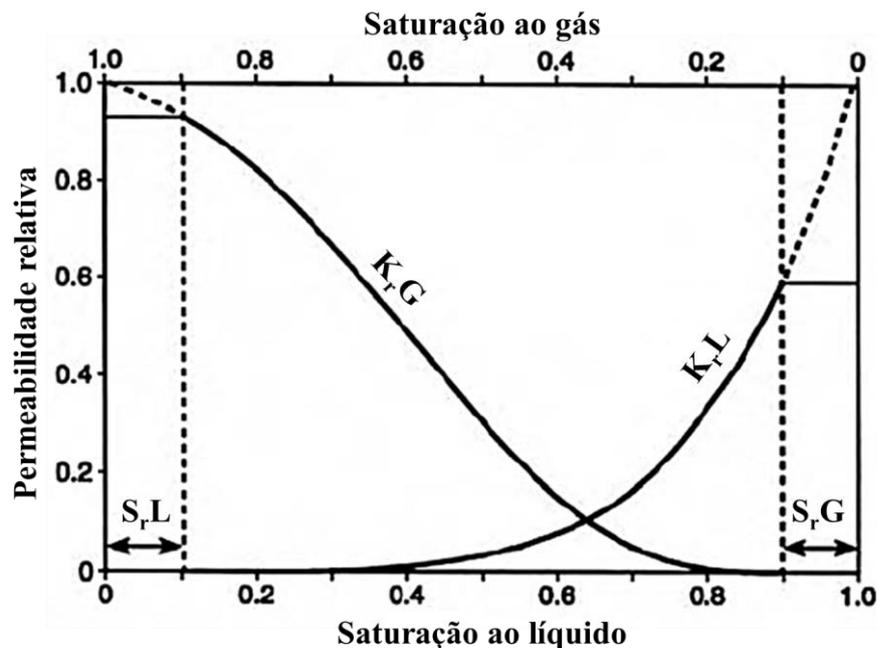
Spokas e Bogner (2011) e Abichou et al. (2011), por meio de estudos de campo, desenvolveram modelos que descrevem o efeito da temperatura e da relação umidade e sucção na oxidação do gás metano em solos de cobertura de aterros sanitários. Mei et al. (2015) constataram maiores taxas de oxidação do gás metano entre valores de sucções matriciais de

10 kPa e 100 kPa. Segundo Paradelo e Barral (2009), a maior atividade microbiana ocorre em valores de sucção próximos a 100 kPa, o que mostra que a taxa de oxidação do gás metano em coberturas pode também ter uma correlação com os valores de sucção.

Por outro lado, as permeabilidades não saturadas à água e ao ar não são valores constantes, dependendo de diversos fatores intrínsecos e extrínsecos ao solo. Os fatores extrínsecos estão associados à temperatura do ambiente, umidade relativa do ar, índice de radiação, propriedades do fluido percolante, dentre outros; enquanto que os fatores intrínsecos estão principalmente associados com a relação entre o teor de umidade e o potencial de sucção do material, que dependem da distribuição e tamanho dos poros, superfície específica, capacidade de troca catiônica, etc.

Porém, sabe-se que esses parâmetros de fluxo podem ser descritos como função da curva de retenção de água do material. Há diversos modelos matemáticos que descrevem essa relação, tais como Brooks e Corey (1964), van Genuchten (1980) e Fredlund e Xing (1994). Conforme Warrick (2002), a permeabilidade relativa de um meio poroso a um fluido varia de acordo com a saturação ao fluido, o tipo do fluido (umectante ou não umectante) e a trajetória de umedecimento ou secagem devido ao fenômeno da histerese. De uma maneira geral, a Figura 16 descreve esse fenômeno.

Figura 16 - Esquema das permeabilidades relativas ao gás e ao líquido em um meio poroso não saturado

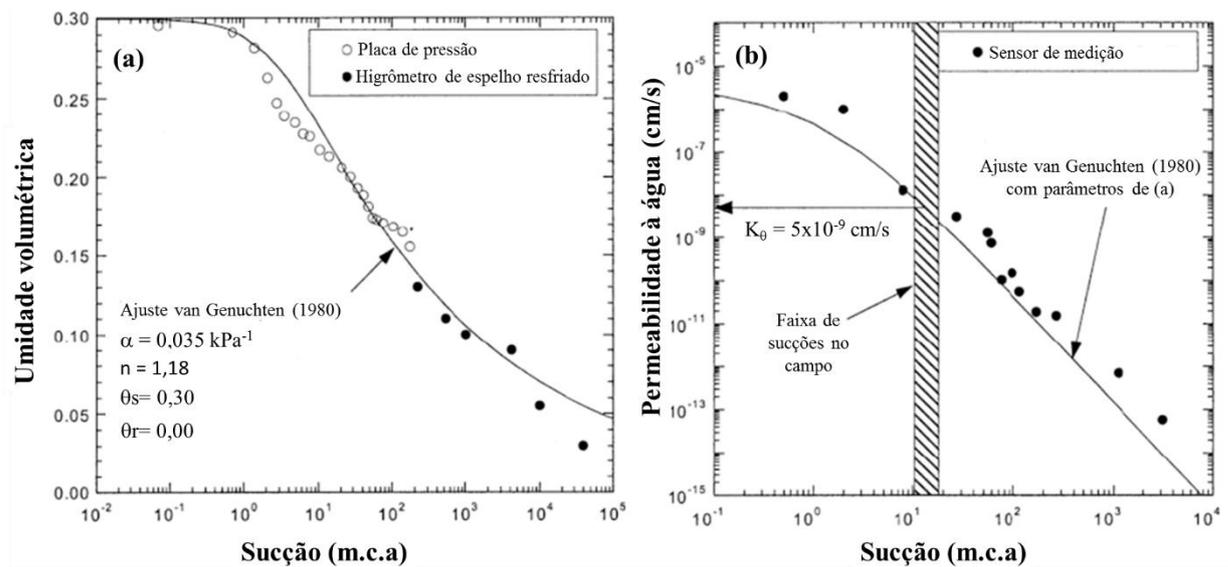


Fonte: Adaptado de Warrick (2002).

Legenda: K_{rG} = permeabilidade relativa ao gás; K_{rL} = permeabilidade relativa ao líquido; S_{rG} = saturação residual ao gás; S_{rL} = saturação residual ao líquido.

De acordo com Benson et al. (2001), uma aproximação utilizando a lei de Darcy pode ser realizada para calcular a taxa de percolação do volume de água em meios porosos não saturados, conforme Figura 17. No entanto, esse método pode ter algumas limitações devido a presença de caminhos preferenciais de fluxo (fissuras, erosões, etc.) e fluxo lateral em razão da variação da textura e anisotropia ao longo da profundidade da camada. Ainda segundo os autores, uma melhor aproximação seria realizada utilizando a equação de Richards (RICHARDS, 1931), que descreve o fluxo e armazenamento de água em cada parte da camada de cobertura, cujo desenvolvimento tem como base a lei de Darcy aplicada a fluxos de regime transiente.

Figura 17 - Determinação da percolação de água em camada de cobertura



Fonte: Adaptado de Benson *et al.* (2001).

3 METODOLOGIA

A pesquisa visa analisar o comportamento de misturas de solo e composto orgânico para uso em biocoberturas. Para isso, foram selecionados dois tipos de materiais; um solo predominantemente fino - obtido de jazida localizada no Aterro Sanitário da Muribeca - e um composto orgânico, obtido do Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco - CEASA/PE.

As amostras estudadas possuem teores de composto orgânico de 0%, 25% e 50% em relação ao peso do solo. Esses teores foram sugeridos por Pokhrel (2006) e Khoshand (2014), que estudaram o efeito das proporções de matéria orgânica na oxidação do gás metano.

Tabela 3 - Materiais estudados

Material	% Solo	% Composto Orgânico
Solo	100	0
Mistura 3:1 ^(a)	75	25
Mistura 1:1 ^(a)	50	50
Composto Orgânico	0	100

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: (a) proporções em peso.

O programa de ensaios de laboratório foi dividido em quatro etapas. Na primeira etapa, foram selecionados e caracterizados os materiais a serem utilizados na pesquisa. A escolha do composto orgânico levou em conta a possibilidade de ter esse material disponível nos aterros sanitários por meio de instalação de galpões de compostagem e triagem de resíduos quando chegam ao local; também por esse material ser de fácil preparo e obtenção de modo a substituir ou suprir o solo original de cobertura (material mais nobre), uma vez que o tipo de solo deve estar disponível e atender algumas características mínimas quando compactado.

Na segunda etapa, foram analisados os principais parâmetros referentes à compactação e aos fluxos de ar e água do solo puro e das misturas. Na terceira etapa, foram definidas regiões aceitáveis de compactação levando em consideração os parâmetros iniciais de fluxo de ar e água de modo a otimizar o dimensionamento de biocoberturas. Por último, foi analisado via curva característica o comportamento e o fluxo em meio poroso não saturado na região aceitável de compactação diante de secagem e umedecimento.

3.1 MATERIAIS UTILIZADOS

O subtópico da metodologia traz a obtenção do solo de aterro sanitário e do composto orgânico estudados na dissertação.

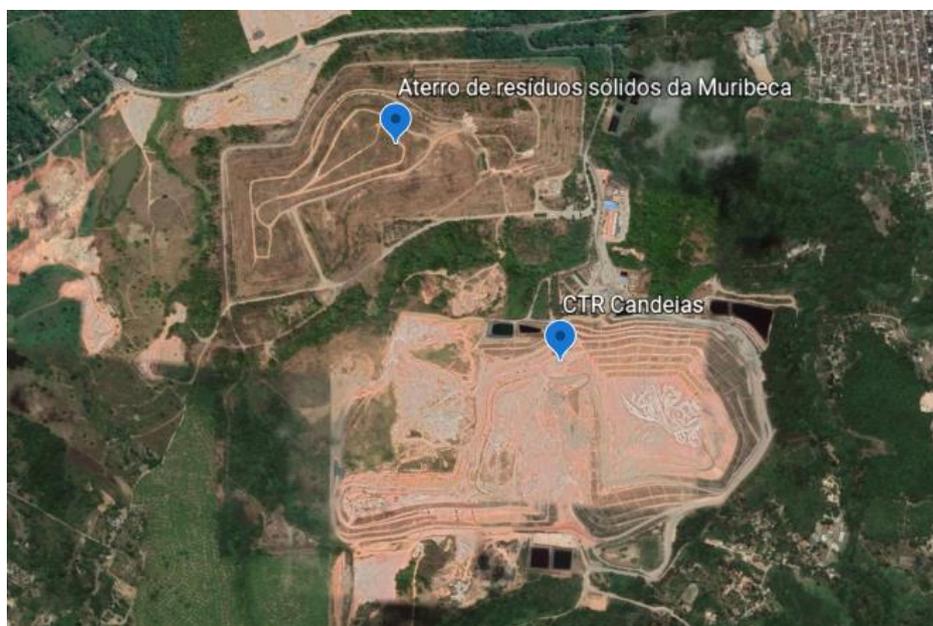
3.1.1 Coleta do solo

O solo utilizado na pesquisa foi extraído da mesma jazida utilizada na cobertura do Aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca, localizado em Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco, Brasil.

O aterro está na zona rural da cidade de Jaboatão, distante 16 quilômetros da cidade do Recife, com coordenadas geográficas 8°9'46'' Sul (latitude) e 34°59'00'' Oeste (longitude); seus limites abrangem uma área em torno de 62 hectares, conforme Figura 18.

O projeto de encerramento ambiental se deu por contrato firmado entre a Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana do Recife (EMLURB) e professores e pesquisadores da Universidade Federal de Pernambuco. Dentre as pautas, estava o projeto de uma cobertura final para amenizar a infiltração de águas pluviais na massa de resíduos aterrados.

Figura 18 - Aterro de resíduos sólidos da Muribeca



Fonte: Google Earth (2020).

Por estar localizado na parte sul da Região Metropolitana do Recife, onde há a predominância da Formação Barreiras, esse solo se encontra no local em elementos morfológicos em tabuleiro, conforme a Figura 19.

Figura 19 - Local de coleta do solo



Fonte: O Autor (2020).

Essa formação é constituída por conglomerados de cor creme a avermelhada com seixos e blocos de argila retrabalhada em corpos tabulares a lenticulares. Nesses conglomerados intercalam-se camadas silto argilosas menos esparsas, determinando algumas vezes estratificações paralelas. Em algumas porções da área pode-se encontrar depósitos de granulometria variada, apresentando areias grossas a finas de cores claras. Esses depósitos mostram intercalações com sedimentos finos sob a forma de camadas de argila e silte.

Em laboratório, foi determinado o teor de umidade gravimétrica inicial do material, conforme NBR 6457 (ABNT, 2016). Em seguida, o material foi seco ao ar e destorroado para a preparação dos ensaios, conforme Figura 20.

Figura 20 - Solo seco ao ar e destorroado



Fonte: O Autor (2020).

3.1.2 Coleta do composto orgânico

O composto orgânico (fertilizante orgânico composto) foi originado de maior parcela de resíduos de FLV (frutas, legumes e verduras) e uma pequena parcela de resíduos alimentares de comércio.

A produção do composto orgânico faz parte do projeto intitulado Adubo Sustentável, no qual visa distribuir adubo orgânico para o benefício de pequenos agricultores de forma a evitar que grande parte dos resíduos orgânicos seja enviada a aterros sanitários.

Para a sua produção, foi realizada a coleta dos resíduos orgânicos do Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco – CEASA/PE. Após isso, esses resíduos foram encaminhados para uma empresa contratada onde foi realizado um tratamento de compostagem junto a uma pequena parcela de resíduos alimentares de comércio, conforme Figura 18. Após o processo de compostagem, o produto resultante foi peneirado em peneira 4 (abertura 4,76 mm) conforme NBR 5457, e fornecido em sacos de aproximadamente 20 quilogramas para a pesquisa.

Figura 21 - Área de compostagem do material orgânico estudado



Fonte: O Autor (2020).

Em laboratório, foi determinado o teor de umidade gravimétrica inicial do material em estufa a 65°C, seguindo metodologia da NBR 6457 (ABNT, 2016) e WHO (1978). Em seguida, o material foi seco ao ar, destorroado e passado por um segundo peneiramento na peneira de abertura 4,76 mm - NBR 6457 (ABNT, 2016) - por questões de precaução para atendimento aos requisitos de fertilizante orgânico composto, conforme Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2017).

Figura 22 - Material orgânico seco e destorroado previamente



Fonte: O Autor (2020).

3.2 PREPARAÇÃO DOS MATERIAIS

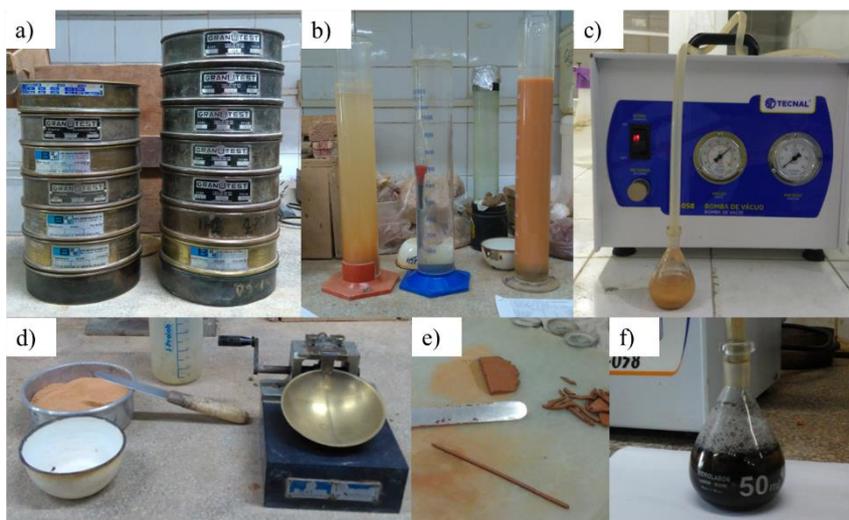
O subtópico da metodologia traz a preparação dos materiais para a caracterização geotécnica e físico-química.

3.2.1 Caracterização geotécnica

Após serem preparados, os materiais puros foram misturados e homogeneizados em bandejas para a preparação das misturas nas proporções gravimétricas de 3:1 e 1:1 de solo e composto orgânico, respectivamente.

Para a caracterização geotécnica, foram realizados os seguintes ensaios: Amostra de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização – NBR 6457 (ABNT, 2016); Análise granulométrica para solos – NBR 7181 (ABNT, 2016); Determinação do Limite de Liquidez - NBR 6459 (ABNT, 2016); Determinação do Limite de Plasticidade – NBR 7180 (ABNT, 2016); Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água – NBR 6458 (ABNT, 2016).

Figura 23 - Ensaio de caracterização



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: a) Peneiramento; b) Sedimentação; Massa específica dos grãos; d) Limite de liquidez; Limite de plasticidade; f) Retirada de bolhas de ar do picnômetro.

Com esses procedimentos, foi possível classificar o solo, o composto orgânico e as misturas de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS). Em seguida, foram realizados ensaios de compactação em diferentes energias para, então, moldar os corpos de prova para ensaios de fluxo ao ar e à água em permeâmetro de parede flexível.

3.2.2 Caracterização físico-química

As análises físico-químicas do solo, do composto orgânico e das misturas foram realizadas no Laboratório de Geotecnia Ambiental/Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), vinculado ao Departamento de Engenharia Civil da UFPE, no Laboratório de Isótopos Estáveis do Núcleo de Estudos Geoquímicos (NEG-Labise), vinculado ao Departamento de Geologia da UFPE, e em laboratório externo de análises de solos.

As análises realizadas no Grupo de Resíduos sólidos contemplaram Umidade inicial, pH em H₂O e Sólidos Voláteis; enquanto que foram realizadas análises de Fluorescência de Raios-X no NEG-Labise.

As análises de CTC a pH 7,0, Carbono Orgânico, Nitrogênio Total Kjeldahl, Relação C/N e Matéria Orgânica foram realizadas em laboratório de análises de solo, conforme metodologia do Manual de Métodos de Análise de Solo, EMBRAPA (2017).

A umidade inicial do solo foi calculada após a secagem da amostra em estufa a 105°C, de acordo com a NBR 6457; já a umidade inicial do composto orgânico foi calculada após secagem em estufa a 65°C, conforme a metodologia de WHO (1978).

As análises de pH seguiram a metodologia de WHO (1978) e NBR 10006 (ABNT, 2004), sendo as leituras realizadas com auxílio de pHmetro da marca Tecnal, modelo TEC-7, e sensor de pH previamente calibrado. Todas as análises foram realizadas com três repetições.

Figura 24 - Análise de pH dos materiais



Fonte: O Autor (2020).

O teor de sólidos voláteis das amostras foi determinado de acordo com a metodologia de WHO (1978) e NBR 13999 (ABNT, 2017). Essa análise permitiu a determinação do percentual de cinzas das amostras previamente secas em estufa a 65°C e submetidas a uma temperatura de 550°C em mufla por 2 horas, sendo possível ter indiretamente a quantidade de matéria orgânica na amostra. Cada ensaio foi realizado com três amostras, sendo o cálculo dado pela Equação 3:

$$\% SV = \frac{M_i - M_f}{M_i} \times 100 \quad (3)$$

Em que:

%SV = percentual de sólidos voláteis em massa (%);

M_i = massa da amostra seca em estufa (g);

M_f = massa da amostra calcinada em mufla (g).

A caracterização da composição química dos materiais foi realizada pela fluorescência de raios-X, que é uma técnica analítica utilizada para se realizar uma análise qualitativa e quantitativa dos elementos químicos presentes sob a forma de compostos químicos.

O princípio básico se baseia no conceito que todo elemento atômico emite uma radiação característica quando excitado por uma radiação eletromagnética de alta energia. A detecção dessa radiação característica é realizada por um sistema composto de um cristal analisador e detector de radiação.

As amostras analisadas foram previamente passadas na peneira 100 (abertura 0,149 mm) conforme NBR 6457 (ABNT, 2016) e enviadas ao Laboratório NEG-Labise da UFPE.

No laboratório, uma porção de cada amostra foi secada em estufa a 110°C e submetida a uma temperatura de 1000°C em mufla por 2 horas para a obtenção da perda ao fogo, sendo o cálculo semelhante ao da Equação 3; e uma outra porção de amostra seca foi prensada em cápsulas de alumínio com 30 toneladas-força. As pastilhas prensadas foram analisadas em espectrômetro de fluorescência de raios-X Rigaku modelo ZSX Primus II, equipado com tubo de Rh e 7 cristais analisadores. Os resultados da varredura semi-quantitativa foram recalculados para 100% após a incorporação do valor da perda ao fogo, sendo expressos em percentual de peso.

3.3 ENSAIOS REALIZADOS

Os ensaios realizados tiveram como objetivo a análise das propriedades mecânicas e de fluxo do solo puro e das misturas, haja vista suas possíveis aplicações em camadas de cobertura. Dessa maneira, foram realizados ensaios de compactação em diferentes energias e ensaios de permeabilidade ao ar e à água em amostras de solo puro e das misturas 3:1 e 1:1 em proporções gravimétricas.

3.3.1 Ensaios de compactação

O ensaio de compactação permite obter o gráfico da umidade de compactação versus densidade seca para uma determinada energia de compactação, de modo a definir a densidade seca máxima e a respectiva umidade ótima.

Esses ensaios têm como objetivos o controle de compactação de camadas de base e cobertura de aterros sanitários, aterros de barragens, camadas de pavimentos, maciços e estruturas de arrimo, fundações, dentre outros projetos de obras de terra; além de permitirem a execução de ensaios de fluxo, compressibilidade e resistência em laboratório.

O primeiro ensaio de compactação foi desenvolvido pelo engenheiro Ralph Proctor em 1933, sendo normatizado pela A.A.S.H.O. (American Association of State Highway Officials) e pela NBR 7182 (ABNT, 2016) - Solo - Ensaio de compactação, também conhecido como ensaio Proctor Normal.

Esse ensaio consiste em compactar uma amostra dentro de um molde cilíndrico com volume útil aproximado de 1000 cm³, em 3 camadas sucessivas, sob ação de 26 golpes de um soquete pesando 2,5 kg, caindo de uma altura de 30,5 cm.

No entanto, o aparecimento de equipamentos de grande porte e a necessidade de compactar em campo grandes volumes de solos em tempos reduzidos fizeram surgir outros ensaios derivados do Proctor Normal, sendo eles o Proctor Intermediário e Proctor

Modificado, que utilizam energias maiores.

O ensaio Proctor Modificado seguiu o método de ensaio DNER-ME 162 (DNIT, 1994) no qual emprega amostras trabalhadas, estabelecido pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). Esse ensaio foi realizado compactando uma amostra em um molde cilíndrico metálico com volume útil aproximado de 2085 cm³ com 5 camadas sucessivas, aplicando-se 55 golpes por camada, sendo utilizado um soquete de 4,5 kg com altura de queda de 45,7 cm. Sabe-se também que, por conta do aumento de energia em relação ao ensaio Proctor Normal, o ensaio Proctor Modificado promove aumento na densidade seca máxima e diminuição do teor de umidade ótimo na curva de compactação do material.

Para cada energia, os equipamentos podem apresentar variações como descrito pela NBR 7182 (ABNT, 2016). Também é possível optar pelo reuso ou não de solo em um mesmo ensaio. A Tabela 4 resume cada ensaio descrito.

Tabela 4 - Ensaio de compactação normalizados

Volume do cilindro (cm ³)	Características	Energia de compactação		
		Normal	Intermediária	Modificada
1000	Massa do soquete (kg)	2,5	4,5	4,5
	Nº de camadas	3	3	5
	Nº de golpes por camada	26	21	27
2085	Massa do soquete (kg)	4,5	4,5	4,5
	Nº de camadas	5	5	5
	Nº de golpes por camada	12	26	55

Fonte: Adaptado de NBR 7182 (ABNT, 2016).

Sabe-se também que a energia de compactação por unidade de volume pode ser calculada através da Equação 4:

$$E = \frac{P \times h \times N \times n}{V} \quad (4)$$

Em que:

E = energia de compactação por unidade de volume;

P = peso do soquete;

h = altura de queda do soquete;

N = número de golpes por camada;

n = número de camadas;

V = volume do solo compactado.

Os ensaios de compactação foram realizados em 4 diferentes energias de compactação (alta, intermediária, padrão e reduzida) em laboratório, adaptando as energias utilizadas por Moussai (2018), Abichou et al. (2002), Daniel e Benson (1990) e Mundell e Bailey (1985), de modo a definir as possíveis faixas de energia que podem ser aplicadas ou alcançadas em uma cobertura final em campo. As amostras em cada ensaio foram trabalhadas, visto que não foi possível coletar uma grande quantidade de material suficiente para realizar todos os ensaios com amostras não trabalhadas.

O máximo esforço utilizado foi o Proctor Modificado, conforme DNER-ME 162 (DNIT, 1994). Esse esforço foi aplicado para estudar o efeito da energia de compactação na estrutura dos materiais com alto e baixo teor de matéria orgânica e por corresponder a um valor limite em projetos de compactação dos mais variados tipos de solos.

O menor esforço utilizado seguiu o ensaio Proctor Normal da NBR 7182 (ABNT, 2016), com exceção de 15 golpes por camada ao invés de 26 golpes por camada, o que corresponde a aproximadamente 60% da energia aplicada no ensaio Proctor Normal. Esse ensaio de menor esforço de compactação, também denominado de “Proctor Reduzido”, também foi adotado por Abichou et al. (2002) e Daniel e Benson (1990), visto que corresponde a uma possível energia a ser alcançada em campo nos taludes, bermas e platôs de coberturas finais de depósitos de resíduos sólidos urbanos, uma vez que o maquinário utilizado vai depender da inclinação dos taludes, da resistência e compressibilidade dos resíduos do local e do orçamento disponível para aquisição.

Além dessas energias, a energia padrão correspondeu ao Ensaio Proctor Normal e a energia intermediária correspondeu a uma adaptação do ensaio Proctor Normal, com alteração para 45 golpes por camada ao invés de 26 golpes por camada, seguindo metodologia de Moussai (2018). A Tabela 5 mostra um resumo dos métodos utilizados.

Tabela 5 - Níveis de compactação ensaiados

Nível de esforço de compactação	Método	Volume do molde (cm ³)	Peso do martelo (kg)	Golpes por camada	Número de camadas	Altura de queda (cm)	Energia de compactação (kJ/m ³ *)
Alto	Proctor Modificado	2067	4,5	55	5	45,7	2684
Intermediário	Adaptado de Moussai (2018)	997	2,5	45	3	30,5	1013
Padrão	Proctor Normal	997	2,5	26	3	30,5	585
Reduzido	Adaptado de Moussai (2018), Abichou et al. (2002), Daniel e Benson (1990) e Mundell e Bailey (1985)	997	2,5	15	3	30,5	338

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: * (equivalente a kPa).

Como descreve a Tabela 5, o cilindro maior foi utilizado apenas para o ensaio Proctor Modificado, enquanto que o cilindro menor foi utilizado nos demais ensaios.

Figura 25 - Cilindros utilizados nos ensaios



Fonte: O Autor (2020).

Os ensaios foram iniciados adicionando água e homogeneizando o material preparado até atingir uma umidade pré-definida. Após isso, uma quantidade de solo foi colocada em cilindro (pequeno ou grande) para, em seguida, serem aplicados golpes na vertical. Entre uma camada e outra deve-se escarificar a superfície para melhorar a aderência entre elas. Prossegue-se até a última camada de modo que haja um excedente acima do cilindro (dentro do colarinho) que será posteriormente rasado.

Figura 26 - Molde cilíndrico com colarinho para ensaio de compactação



Fonte: O Autor (2020).

Realiza-se a pesagem do conjunto para a determinação do peso do solo úmido e faz-se a remoção do solo do molde cilíndrico com uso de um extrator, conforme a Figura 27, com coleta de amostra para caracterização da umidade. Conhecido o peso da amostra e o volume do cilindro é possível calcular a densidade do solo. Esse procedimento foi repetido até a obtenção de cinco pontos, com dois pontos abaixo da umidade ótima (ramo seco) e dois pontos acima da umidade ótima (ramo úmido).

Figura 27 - Processo de extração das amostras compactadas



Fonte: O Autor (2020).

3.3.2 Ensaios de permeabilidade à água

Esses ensaios tiveram como objetivo obter os coeficientes de permeabilidade saturada à água de corpos de prova compactados variando os materiais, a umidade de compactação e a energia de moldagem. Os parâmetros de compactação foram calculados a partir das curvas de compactação dos diferentes materiais submetidos às energias determinadas. A metodologia utilizada seguiu a ASTM D5084-16a - Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter.

Inicialmente, esses ensaios foram realizados em corpos de prova de solo puro, mistura 3:1 e mistura 1:1 nas umidades ótimas e densidades secas máximas para a energia de compactação do Proctor Normal. O objetivo foi analisar a influência do percentual de composto orgânico na permeabilidade à água dos materiais.

Após essa etapa, foram ensaiados corpos de prova da mistura 1:1 variando a umidade de compactação de $\pm 4\%$ da umidade ótima para as curvas de energia padrão (Proctor Normal) e energia reduzida, conforme Tabela 5 do item 3.3.1. O objetivo dessa etapa é obter dados que auxiliem a elaboração de uma zona aceitável de controle de permeabilidade à água, de acordo com as metodologias de Mundell e Bailey (1985), Daniel e Benson (1990) e Moussai (2018). Um resumo dos ensaios realizados pode ser visto na Tabela 6, de modo que são marcados com um “x” os ensaios executados.

Tabela 6 - Resumo dos ensaios de permeabilidade à água

Energia de compactação	Material	Umidade de compactação		
		Ótima – 4%	Ótima	Ótima + 4%
Padrão	Solo Puro	-	x	-
	Mistura 3:1	-	x	-
Reduzida	Mistura 1:1	x	x	x
	Mistura 1:1	x	x	x

Fonte: O Autor (2020).

O equipamento utilizado para os ensaios laboratoriais foi o permeâmetro de parede flexível Tri-Flex 2 – Soil Testing – ELE, conforme Figura 28. Esse equipamento possui um sistema de ar comprimido para aplicar tensões de confinamento e gradientes de pressões determinados, além de painéis com válvulas reguladoras de modo a monitorar o volume de água a ser percolado nas amostras.

Figura 28 – Equipamento utilizado no ensaio



Fonte: O Autor (2020).

Os corpos de prova ensaiados foram moldados diretamente em moldes cilíndricos metálicos utilizados em ensaios Proctor Normal, com diâmetro de 100 mm e altura de 127 mm. As tensões de confinamento aplicadas foram de 220 kPa, enquanto que os gradientes de pressões foram de 100 kPa, com 200 kPa aplicados na base e 100 kPa aplicados no topo dos corpos de prova (fluxo ascendente).

Sabe-se que o coeficiente de permeabilidade dos solos diminui com o aumento da tensão confinante e do gradiente de pressão. A ASTM D5084-16a (2016) recomenda valores limites de gradientes hidráulicos aplicados nesses ensaios com finalidade de evitar possíveis efeitos de compressibilidade da amostra, alterando sua estrutura e minorando os valores obtidos em laboratório em relação aos obtidos em campo. Para solos com coeficiente de permeabilidade saturada menores ou iguais a 10^{-9} m/s, é recomendado um gradiente hidráulico máximo de 30, conforme Tabela 7.

Tabela 7 - Valores recomendados de gradientes hidráulicos em ensaios de permeabilidade à água

Coefficiente de condutividade hidráulica (m/s)	Gradiente hidráulico
10^{-5} até 10^{-6}	2
10^{-6} até 10^{-7}	5
10^{-7} até 10^{-8}	10
10^{-8} até 10^{-9}	20
Menor que 10^{-9}	30

Fonte: Adaptado de ASTM D5084-16a (2016).

Como dito anteriormente, as amostras estudadas foram submetidas a um gradiente de pressão de 100 kPa ou 10 metros de coluna d'água, sendo o comprimento de percolação igual à altura das amostras (127 mm). Logo, os gradientes hidráulicos aplicados foram de aproximadamente 78,74.

No entanto, segundo Boscov (2008), pesquisas em solos compactados têm mostrado que a influência do gradiente e da tensão confinante pode ser pouco significativa na determinação da permeabilidade. A pouca influência da tensão confinante decorre principalmente da tensão de pré-adensamento resultante da compactação, superior aos valores de confinamento normalmente utilizados no laboratório. Benson e Othman (1993) conduziram ensaios de permeabilidade à água em permeâmetro de parede rígida. Os autores constataram que a mesma permeabilidade à água em composto orgânico foi alcançada variando os gradientes hidráulicos de 10 kPa a 37 kPa.

Além disso, Gomes (2018) realizou ensaio edométrico em corpo de prova de mistura do mesmo solo deste trabalho, em peso seco, com 40% de um composto orgânico resultante de resíduos de podas e vegetações do Jardim Botânico do Recife – PE. Ele constatou que essa amostra compactada na umidade ótima de 26% e peso específico aparente seco de 13,96 kN/m³ do ensaio Proctor Normal teve tensão de pré-adensamento de 250 kPa, valor superior às tensões de confinamento de 220 kPa aplicadas neste trabalho. Portanto, a justificativa do uso de um gradiente maior que o recomendado, além de se embasar em alguns dados de literatura, se deu por motivos de duração dos ensaios e de horários de funcionamento do laboratório de estudo.

Para realização do ensaio, inicialmente são colocados papéis filtro e pedras porosas, conforme Figura 29, na base e no topo do corpo de prova, apoiado em um pedestal. Em seguida é colocada uma membrana de látex impermeável presa a anéis de vedação na base e no topo de modo a garantir apenas o fluxo de água na vertical, conforme Figura 30. Todos os tubos (linhas) são previamente saturados de modo a garantir a saída de bolhas de ar antes de começar o ensaio e conferir o funcionamento adequado das válvulas e do equipamento. Após

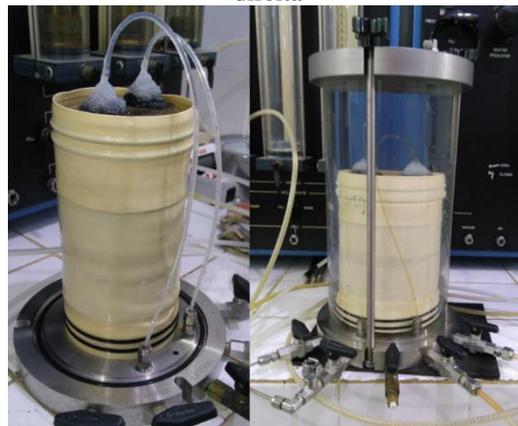
isso, o corpo de prova é colocado dentro de uma célula de acrílico para então ser preenchida com a água de modo a estabelecer uma tensão confinante.

Figura 29 - Corpos de prova montados com papel filtro e pedra porosa



Fonte: O Autor (2020).

Figura 30 - Corpo de prova envolto por membrana de látex à esquerda e dentro de célula de acrílico com água à direita



Fonte: O Autor (2020).

Os ensaios somente foram realizados quando as amostras atingiram a saturação máxima por percolação de água, verificadas quando o volume de água que entrava pela base do corpo de prova era igual ao volume que saía no topo com aplicação de estágios de tensões confinantes e gradientes de pressão até atingir os estabelecidos no ensaio.

Após essa etapa, o volume percolado de água estabelecido no ensaio foi de 5cm^3 , com os ensaios repetidos até as 3 últimas leituras de tempo atingirem variação de $\pm 2\%$. Os valores dos coeficientes foram calculados a partir de média aritmética dessas 3 últimas leituras de tempo. Após serem obtidos os resultados de tempo de percolação, calculou-se o coeficiente de permeabilidade à água por meio da Equação 5, aplicada para permeabilidade de amostras saturadas:

$$K_w = \frac{V \times L}{T \times \Delta h \times A} \quad (5)$$

Em que:

K_w = coeficiente de permeabilidade saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s);

V = volume do fluido percolado (m³);

L = altura do corpo de prova (m);

Δh = gradiente de pressão aplicado (m);

T = tempo para o fluido percolar um determinado volume (s);

A = Área de percolação do fluido (m²).

Além do cálculo da permeabilidade à água, foram calculados também os coeficientes de permeabilidade intrínsecos à água (K_{wi}), seguindo a Equação 6. Os valores considerados da viscosidade dinâmica da água, da densidade e da aceleração da gravidade foram $1,003 \times 10^{-3}$ Nsm⁻², 1000 kg/m³ e 9,81m/s², respectivamente.

$$K_{wi} = \frac{K_w \times \mu}{\rho \times g} \quad (6)$$

Em que:

K_{wi} = coeficiente de permeabilidade intrínseco do meio poroso ao fluxo de água (m²);

K_w = coeficiente de permeabilidade saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s);

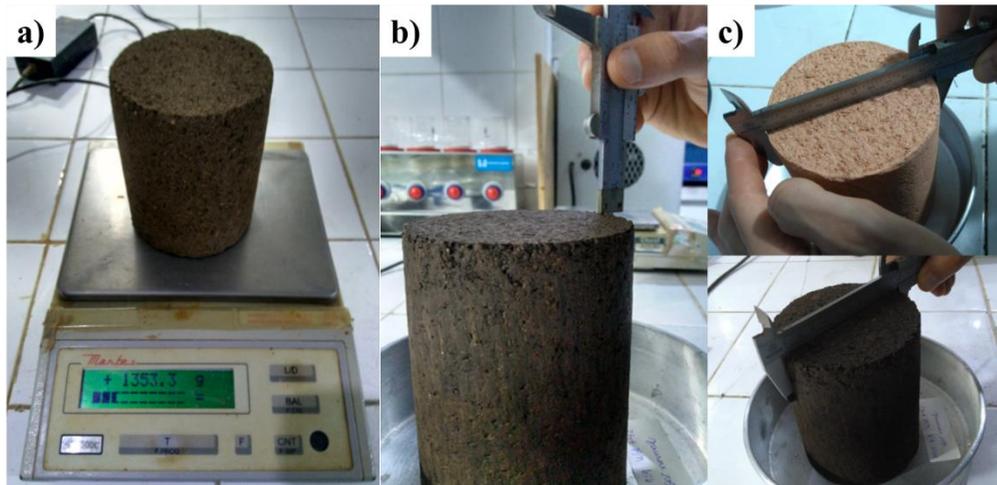
μ = coeficiente de viscosidade dinâmica da água na temperatura de ensaio (Nsm⁻²);

ρ = densidade da água na temperatura de ensaio (kg/m³);

g = aceleração da gravidade (m²/s).

Ao final dos ensaios à água, foram determinados os pesos finais das amostras em balança eletrônica de precisão 0,1 grama, assim como os volumes médios finais, conforme Figura 31. O volume médio de cada corpo de prova foi calculado a partir da média aritmética de 4 leituras de altura e diâmetro dos corpos de prova com auxílio de paquímetro manual. Com isso, foram calculados os índices de vazios finais e as saturações máximas atingidas pelos corpos de prova.

Figura 31 - Procedimentos após ensaio de permeabilidade à água



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: a) pesagem em balança eletrônica; b) leitura de altura com paquímetro; c) leitura de diâmetro com paquímetro.

3.3.3 Ensaios de permeabilidade ao ar

Esses ensaios tiveram como objetivo obter os coeficientes de permeabilidade ao ar dos corpos de prova moldados nas mesmas condições do ensaio de permeabilidade à água, conforme a Tabela 6 do item 3.3.2. Porém, foram adaptadas as metodologias de Ignatius (1999) e Maciel (2003) aos procedimentos de ensaio de modo a obter os parâmetros de fluxo de ar. O equipamento utilizado foi o permeâmetro de parede flexível Tri-Flex, o mesmo de ensaio à água, aplicando agora pressão de ar na base por meio de um sistema de ar comprimido com compressor de ar.

A montagem dos corpos de prova na célula de ensaio foi similar ao processo de montagem de ensaio à água, porém as mangueiras são previamente saturadas de ar para garantir a ausência de interferências nos fluxos de ar determinados.

As tensões confinantes foram aplicadas em estágios de 10 kPa, 20 kPa, 30 kPa e 40 kPa, uma vez que as tensões normais médias em camadas de cobertura em campo variam de 10 kPa a 40 kPa, considerando o peso próprio dos materiais utilizados e as sobrecargas usuais atuantes, de acordo com Rajesh e Viswanadham (2011) e Rajesh e Viswanadham (2009).

Em cada etapa de tensão confinante aplicada, foram estabelecidos gradientes de pressão de ar de 2 kPa na base do corpo de prova em relação à pressão atmosférica até o valor limite da tensão confinante reduzida em 2 kPa, conforme Tabela 8. A saída de ar da amostra foi mantida à pressão atmosférica, considerada 101,32 kPa no ensaio.

Tabela 8 - Parâmetros adotados no ensaio

Tensão confinante (kPa)	$P_S = P_{atm}$ (kPa)	$\Delta P_{mín}$ (kPa)	$\Delta P_{máx}$ (kPa)	$P_{Emín}$ (kPa)	$P_{Emáx}$ (kPa)
10	101,32	2	8	103,32	109,32
20	101,32	2	18	103,32	119,32
30	101,32	2	28	103,32	129,32
40	101,32	2	38	103,32	139,32

Legenda: P_S = Pressão de saída; P_{atm} = Pressão atmosférica; $\Delta P_{mín}$ = Gradiente de pressão mínimo; $\Delta P_{máx}$ = Gradiente de pressão máximo; $P_{Emín}$ = Pressão de entrada mínima; $P_{Emáx}$ = Pressão de entrada máxima.

Fonte: O Autor (2020).

A determinação da vazão volumétrica de ar na saída foi realizada com auxílio de rotômetros com faixas de leitura adequadas ao ensaio. Os rotômetros utilizados foram da marca Applitech da série 1900, conforme Figura 32.

Figura 32 - Rotômetros utilizados no ensaio de fluxo de ar



Fonte: O Autor (2020).

O cálculo dos coeficientes de permeabilidade intrínseca ao ar foi realizado por meio da Equação 7, de modo a considerar o efeito da compressibilidade do ar de acordo com Ignatius (1999), embora tenham sido aplicados gradientes de pressão baixos nos corpos de prova ensaiados.

$$K_{ai} = \frac{2 \times \mu \times L \times P_S \times Q_S}{A \times (P_E^2 - P_S^2)} \quad (7)$$

Em que:

K_{ai} = coeficiente de permeabilidade intrínseco do meio poroso ao fluxo do gás (m^2);

μ = coeficiente de viscosidade dinâmica do gás na temperatura de ensaio (Nsm^{-2});

L = comprimento do corpo de prova (m);

Q_s = vazão de gás que flui através da área A , medida na saída do fluxo sob pressão P_s (m^3/s);

A = área da seção transversal do corpo de prova de prova (m^2);

P_E = pressão absoluta de entrada do gás no ensaio (Nm^{-2});

P_S = pressão absoluta de saída do gás no ensaio (Nm^{-2}).

O coeficiente permeabilidade ao ar (K_a) foi calculado a partir do valor do coeficiente de permeabilidade intrínseco do meio poroso (K_{ai}) da seguinte maneira:

$$K_a = \frac{K_{ai} \times \rho \times g}{\mu} \quad (8)$$

Em que:

K_a = coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás (m/s);

K_{ai} = coeficiente de permeabilidade intrínseco do meio poroso ao fluxo do gás (m^2);

ρ = densidade do ar atmosférico (kg/m^3);

g = aceleração da gravidade (m^2/s);

μ = coeficiente de viscosidade dinâmica do gás na temperatura de ensaio (Nsm^{-2}).

O valor da viscosidade dinâmica do ar atmosférico considerado foi obtido por interpolação de Fredlund e Rahardjo (1993), sendo de $1,837 \times 10^{-5} Nsm^{-2}$ a $25^\circ C$. A densidade do ar e a pressão atmosférica local adotadas foram de $1,185 kg/m^3$ e $101,35 kPa$, respectivamente, consideradas por Jucá e Maciel (2006) em ensaios realizados no mesmo local. A aceleração da gravidade foi de $9,81 m/s^2$. Os coeficientes de permeabilidade adotados foram calculados a partir das médias aritméticas dos valores obtidos.

3.3.4 Ensaios de curva de retenção de água

Os ensaios para determinar as curvas características foram realizados após a obtenção da zona inicial de compactação da mistura 1:1, conforme requisitos e critérios para biocoberturas. As curvas obtidas em laboratório simularam as trajetórias de umedecimento e secagem à água destilada. Além disso, essas curvas foram elaboradas utilizando-se o método do papel filtro, padronizado pela norma ASTM D5298 e descrito por Marinho (1995). De

acordo com o autor, a técnica do papel filtro é certamente a mais simples de todas as técnicas para se medir sucção.

O método baseia-se no princípio de absorção e equilíbrio que existe quando um material poroso com deficiência de umidade é posto em contato com um papel filtro, com umidade menor. O papel filtro passa a absorver uma certa quantidade de água do solo até que o sistema entre em equilíbrio de sucção.

Utilizou-se o período mínimo de equilíbrio de 7 dias indicado por Marinho (1995), sendo o Whatman nº 42 o papel filtro adotado, que permite intervalo de sucção de zero até 29 MPa. As equações de calibração utilizadas para o papel filtro foram as propostas por Chandler et al. (1992) conforme as Equações 9 e 10.

$$\log \psi = 4,84 - 0,0622 \times w; w \leq 47\% \quad (9)$$

$$\log \psi = 6,05 - 2,48 \times \log w; w > 47\% \quad (10)$$

Em que:

ψ = sucção matricial (kPa);

w = umidade gravimétrica do papel filtro (%).

Para realizar o ensaio, foram compactadas amostras da mistura 1:1 com umidade e peso específico aparente seco que melhor atenderiam aos requisitos e critérios de biocoberturas. Com isso, foram moldadas 12 amostras em anéis metálicos biselados com 60 mm de diâmetro e 20 mm de altura, sendo os pesos dos anéis anotados antes da moldagem do material. Além disso, ocorreram duas repetições em cada etapa (umedecimento e secagem) para obtenção de mais de 20 pontos em cada gráfico de modo realizar um melhor detalhamento e distribuição dos valores. A Figura 33 mostra os procedimentos de preparação das amostras e as Figuras 34 e 35 mostram os procedimentos realizados durante os ensaios.

Figura 33 - Preparação para os ensaios de curva de retenção de água



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: a) Anel metálico utilizado no ensaio; b) Moldagem de corpo de prova da mistura 1:1; c) papel filtro utilizado no ensaio.

O procedimento do ensaio ocorreu de acordo com as seguintes etapas:

a) As amostras que foram umedecidas acima da umidade de compactação foram colocadas sobre pedras porosas dentro de uma bandeja com uma lâmina d'água de altura inferior à espessura das pedras porosas, conforme Figura 34;

b) Essas amostras permaneceram em repouso durante um período de aproximadamente 24h ou até que fosse observada umidade na face superior;

c) Após o umedecimento, retirou-se esse conjunto para pesagem inicial (anel e solo);

d) Em seguida, com muito cuidado, colocou-se o papel filtro Whatman nº 42 em contato direto com cada material em uma das faces para medição da sucção matricial; e na outra face, impedindo o contato do papel filtro com o solo, utilizou-se uma tela espessa para a medição da sucção total;

e) Em seguida, envolveram-se as amostras e papéis filtro com várias camadas de filme plástico (PVC) e logo após envolveu-se com papel alumínio. As amostras, já protegidas, foram colocadas em caixa isolante térmica de EPS garantindo que as amostras não entrassem em contato com a umidade e a luz do ambiente externo, deixando-as em repouso por 7 dias;

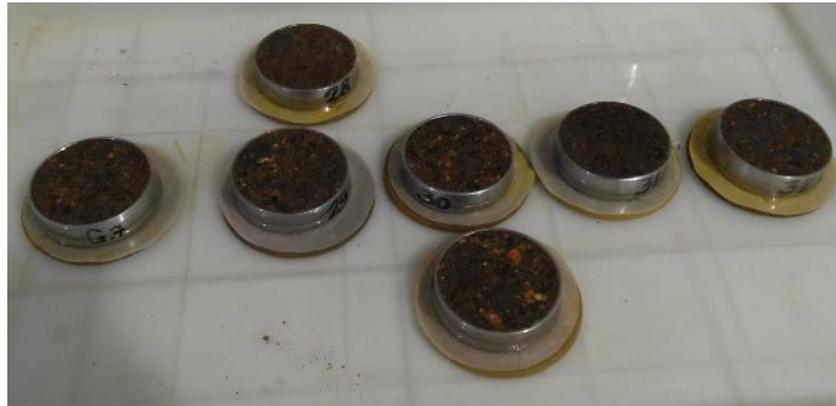
f) Após o tempo de repouso (7 dias), retirou-se cuidadosamente o papel filtro de cada amostra com uma pinça metálica, e imediatamente colocou-se em balança com precisão de 0,0001g para determinação do peso úmido do papel (esse procedimento durou poucos segundos para evitar a perda de umidade do papel por evaporação);

g) O conjunto anel e amostra foram pesados, para determinação da umidade do solo no equilíbrio, no momento da retirada do papel filtro, e deixados em repouso para perda de umidade ao ar livre;

h) O papel filtro foi colocado em cápsula e levado para secagem em estufa a uma temperatura de 105°C por 24 horas;

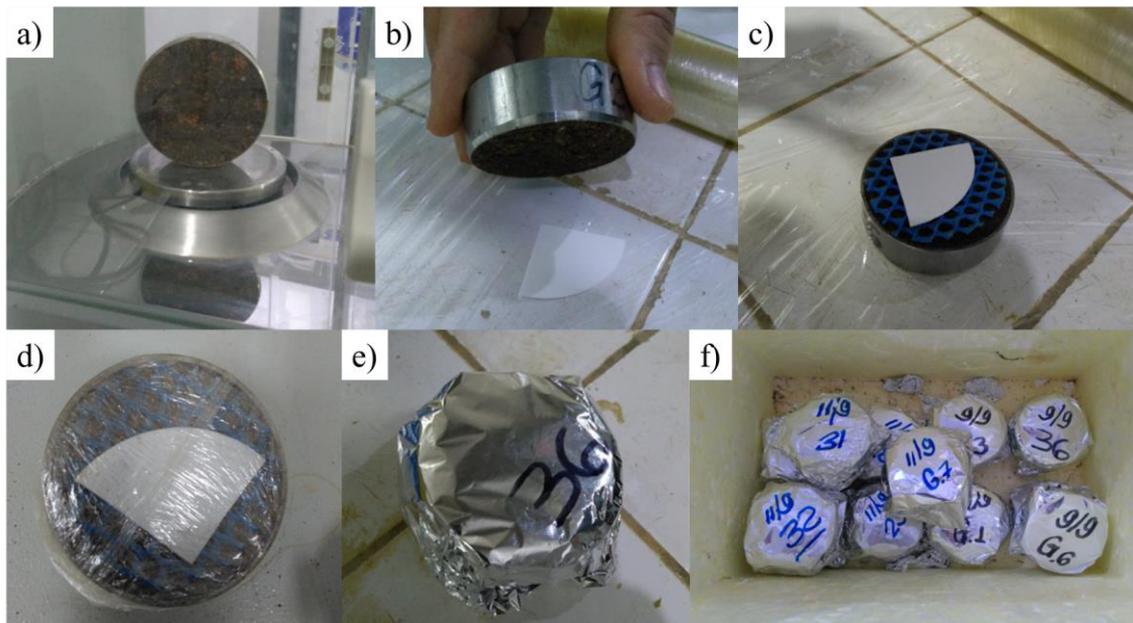
- i) Após as 24 horas, o conjunto cápsula e papel filtro seco foram colocados em um dessecador com sílica e transportados rapidamente para pesagem em balança de precisão;
- j) Procedeu-se a determinação da umidade do papel filtro e a respectiva sucção do solo utilizando-se as equações propostas por Chandler et al. (1992), citadas anteriormente;
- k) Repetiu-se a partir da etapa (d) até que os corpos de prova atingissem umidades próximas às umidades residuais.

Figura 34 – Saturação das amostras para os ensaios de curva de retenção de água



Fonte: O Autor (2020).

Figura 35 – Procedimentos dos ensaios de curva de retenção de água



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: a) Pesagem do conjunto anel e solo; b) Colocação de papel filtro em contato direto com a matriz do corpo de prova; c) Papel filtro sobre malha de geossintético para evitar contato direto entre papel e material estudado; d) Embrulho com filme plástico de PVC transparente; e) Embrulho com papel alumínio; g) Armazenamento em caixa isolante térmica de EPS.

Após a etapa de trajetória de secagem, iniciou-se a etapa de umedecimento com auxílio de pulverizador de água, conforme Figura 36, de modo que foi realizada a aspersão de quantidades iguais de água nos dois lados dos anéis até as amostras alcançarem as umidades previamente calculadas e as umidades máximas.

Figura 36 – Umedecimento das amostras com auxílio de pulverizador de água



Fonte: O Autor (2020).

Após a obtenção dos resultados dos ensaios, foi aplicado o modelo de van Genuchten (1980), descrito na Equação 11, obtendo-se os respectivos parâmetros de ajuste com auxílio do suplemento Solver do Microsoft Excel. Em seguida, utilizando-se o modelo de van Genuchten-Mualem, descrito em Zhang et al. (2020), foram determinadas as funções de permeabilidade à água e ao ar, conforme Equações 12 e 13, que descrevem os fluxos de água e gás em meio poroso não saturado. A escolha desses modelos foi baseada nas fortes correlações e aplicações dos resultados obtidos por Zhang et al. (2020), Jalilzadeh (2019), Ahoughalandari e Cabral (2017), Abichou et al. (2015), Santos (2015), Bajwa (2012), Lopes (2011) e Maciel (2003) em solos e misturas de solo e composto orgânico utilizados em coberturas de aterros sanitários.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha \times \psi)^n} \right]^m \quad (11)$$

Em que:

S_e = coeficiente de saturação efetiva (adimensional);

θ = umidade volumétrica (%);

θ_{res} = umidade volumétrica residual (%);

θ_{sat} = umidade volumétrica de saturação (%);

ψ = sucção matricial (kPa);

α , n e m = parâmetros de ajuste do modelo.

$$\frac{K_w}{K_{w\text{máx}}} = S_e^l \times \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (12)$$

Em que:

K_w = coeficiente de permeabilidade não saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s);

$K_{w\text{máx}}$ = coeficiente de permeabilidade saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s);

S_e = coeficiente de saturação efetiva, conforme Equação 11;

l = parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso;

m = parâmetro de ajuste, conforme Equação 11.

$$\frac{K_a}{K_{a\text{máx}}} = (1 - S_e)^l \times \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^{2m} \quad (13)$$

Em que:

K_a = coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás (m/s);

$K_{a\text{máx}}$ = valor máximo do coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás (m/s);

S_e = coeficiente de saturação efetiva, conforme Equação 11;

l = parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso;

m = parâmetro de ajuste, conforme Equação 11.

O parâmetro m foi considerado igual a $1-1/n$, de acordo com Mualem (1976). Já o valor adotado do parâmetro l foi de 0,5, sendo um valor empírico encontrado por Mualem (1976) normalmente validado e adotado em vários tipos de solos, conforme Maciel (2003) e Zhang (2020).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentadas e analisadas algumas características físico-químicas e geotécnicas dos materiais, assim como os resultados dos ensaios de compactação, ensaios de fluxo de ar e água e ensaios de curva de retenção de água, conforme descrito no capítulo três e ensaios realizados por outros autores. Dessa forma, será possível analisar a influência da adição de composto orgânico ao solo de aterro sanitário estudado de modo a obter correlações práticas entre parâmetros e propriedades, definir zonas aceitáveis de compactação e realizar previsões quanto aos fluxos de ar e água via curva de retenção de água.

4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E GEOTÉCNICA DOS MATERIAIS

O presente subtópico apresenta e discute os resultados dos ensaios de caracterização físico-química e geotécnica dos materiais com correlações e verificação do atendimento às diversas literaturas.

As composições químicas dos materiais são apresentadas na Tabela 9. Nota-se que foi realizado o cálculo da perda ao fogo (P.F) para ajuste dos percentuais de componentes químicos das amostras. A perda ao fogo é uma propriedade semelhante aos sólidos voláteis. Porém, para efeito de comparação, também foram realizados ensaios de sólidos voláteis com secagem prévia das amostras em estufa a 65°C para evitar a possível queima de parte da matéria orgânica que pode acontecer em secagem prévia a 110°C. Desse modo, é possível notar que houve um aumento no percentual de perda ao fogo ao aumentar o percentual de composto orgânico nas amostras, indicando um aumento indireto de matéria orgânica.

Tabela 9 - Resultados das análises químicas semi-quantitativas

Componente químico	Percentual em massa (%)			
	Solo Puro	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto orgânico
Na ₂ O	0,07	0,16	0,23	1,33
MgO	0,22	0,28	0,30	0,90
Al ₂ O ₃	35,86	32,75	30,6	8,80
SiO ₂	46,67	44,27	43,33	25,85
P ₂ O ₅	0,05	0,32	0,47	2,96
SO ₃	0,08	0,28	0,42	2,51
Cl	0,02	0,27	0,38	2,04
K ₂ O	1,53	1,94	2,23	5,27
CaO	0,02	1,27	2,03	14,23
TiO ₂	0,60	0,68	0,71	0,80
V ₂ O ₅	ND	0,01	ND	ND
Cr ₂ O ₃	ND	ND	0,01	0,01
MnO	0,01	0,02	ND	0,07
Fe ₂ O ₃	4,16	4,00	4,02	4,06
NiO	TR	TR	TR	0,01
CuO	TR	ND	TR	0,01
ZnO	TR	0,01	0,01	0,03
Ga ₂ O ₃	0,01	TR	TR	ND
Rb ₂ O	0,01	0,01	0,01	0,02
SrO	0,01	0,01	0,01	0,06
ZrO ₂	0,04	0,03	0,03	0,06
PbO	0,01	0,01	0,01	ND
BaO	0,04	0,05	0,05	0,09
ThO ₂	0,01	0,01	0,01	ND
PF	10,58	13,62	15,14	30,88
Total	100	100	100	100

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: TR (Traços); ND (Não detectado); PF (Perda ao fogo - amostras previamente secadas em estufa a 110°C).

Pode ser visto também que o aumento do percentual de composto orgânico nas amostras causa aumento nos percentuais de óxido de cálcio (CaO), óxido de magnésio (MgO), óxido de potássio (K₂O) e óxido de sódio (Na₂O). Isso reflete no aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) e no pH das amostras, que são parâmetros de influência nos fluxos de água e nas reações químicas de oxidação de metano pelos microrganismos metanotróficos. Observa-se também a concentração de pentóxido de difósforo (P₂O₅) aumenta com acréscimo de composto orgânico. De acordo com Huber-Humer et al. (2009), o fósforo é um nutriente essencial para as bactérias metanotróficas de modo que sua concentração mínima (peso seco)

deve ser de 0,3%.

Os ensaios de granulometria, conforme Figuras 37 e 38 e Tabelas 10 e 11, foram realizados de forma comparativa, com e sem o uso de defloculante de hexametáfosfato de sódio, visto que essa substância atua neutralizando as cargas elétricas das partículas finas de tal forma a permitir a obtenção da real dimensão dos grãos e melhor entendimento dos demais ensaios.

Figura 37 - Curvas granulométricas dos materiais sem uso de defloculante

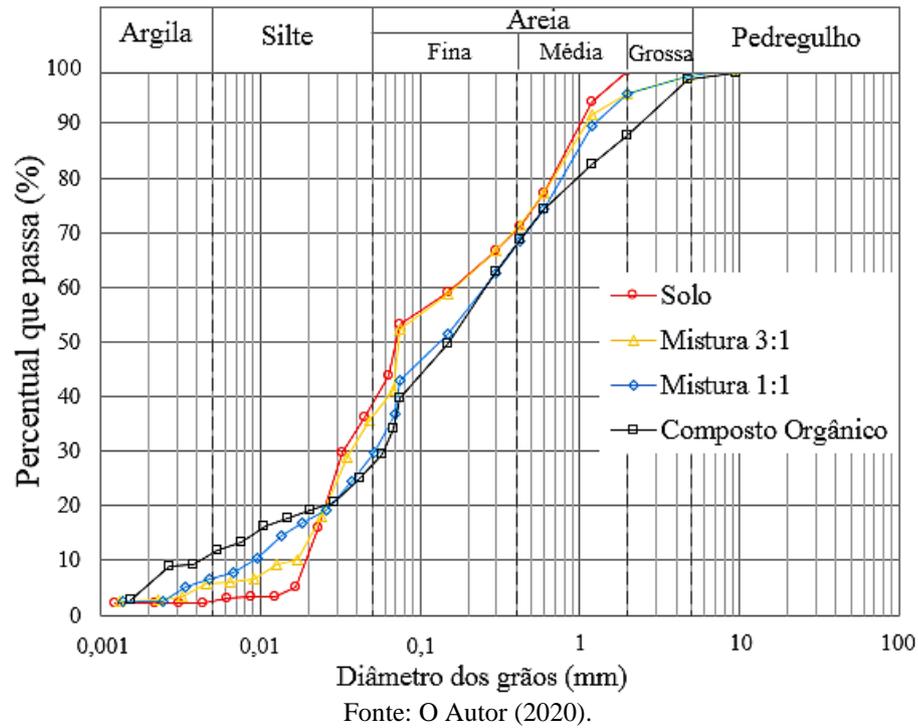


Figura 38 - Curvas granulométricas dos materiais com uso de defloculante

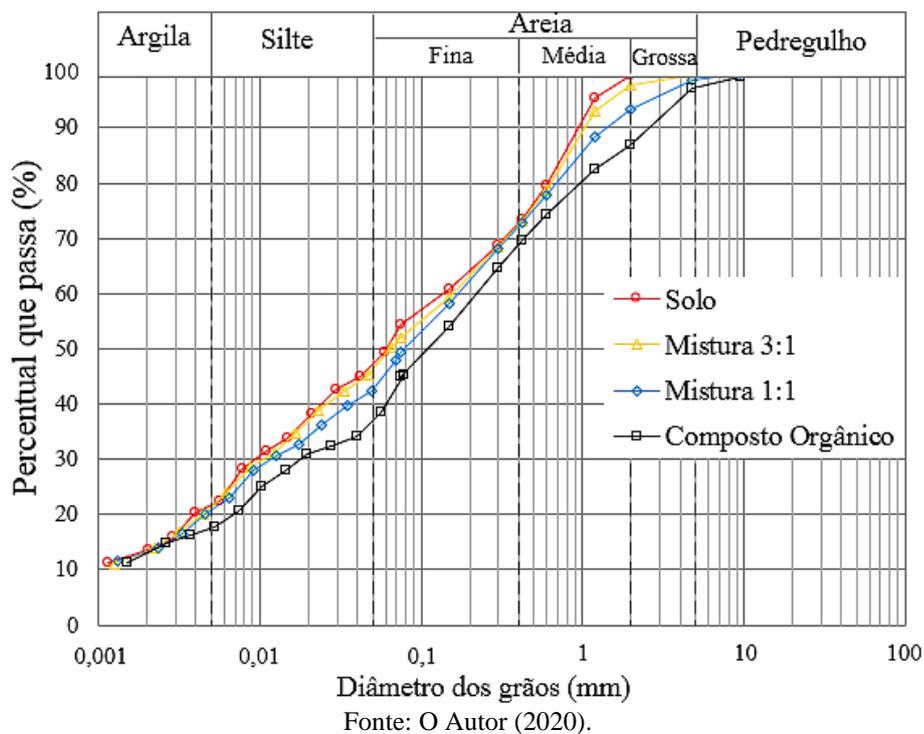


Tabela 10 - Características granulométricas dos materiais sem uso de defloculante

Material	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Pedregulho (%)
Solo	3	35	32	30	0	0
Mistura 3:1	6	30	35	24	5	0
Mistura 1:1	7	23	39	26	5	0
Composto orgânico	12	15	42	19	11	1

Fonte: O Autor (2020).

Tabela 11 - Características granulométricas dos materiais com uso de defloculante

Material	Argila (%)	Silte (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Pedregulho (%)
Solo	22	25	27	26	0	0
Mistura 3:1	22	24	27	25	2	0
Mistura 1:1	21	21	31	20	6	1
Composto orgânico	18	18	34	16	12	2

Fonte: O Autor (2020).

A curva granulométrica do composto orgânico indicou uma porcentagem de finos ($\phi < 0,075$ mm) de 45% e uma porcentagem de material granular de 55%. Além de ser orgânico, esse material é classificado como uma areia siltosa (SM) bem graduada com $C_c = 1,7$ e $C_u > 4$, de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS). De acordo com Huber-Humer et al. (2011), em geral, as biocoberturas devem ser de materiais porosos bem graduados para garantir as trocas gasosas, facilitando a penetração oxigênio da atmosfera e o fornecimento de metano dos resíduos, os quais são cruciais para a oxidação microbológica do metano.

Além disso, não foi possível realizar os ensaios de LL e LP no composto devido às características de fragilidade do material com aumento da umidade e dificuldades na execução do ensaio, reportadas também por Ulusay et al. (2010) e Khoshand e Fall (2014) ao realizarem esses ensaios em amostras com alto teor de matéria orgânica.

Sabe-se também que as possíveis reações de oxidação do gás metano e possíveis efeitos de biodegradação do material devido aos condicionantes de campo podem influenciar a distribuição granulométrica. Porém, há estudos controversos e ainda não esclarecedores

acerca do efeito das condições climáticas locais nas propriedades do material ao longo do tempo.

A mistura 1:1 teve a mesma classificação do composto orgânico (SM), enquanto que a mistura 3:1 e o solo puro foram classificados como siltes arenosos de baixa plasticidade (ML). O solo puro apresentou porcentagem de finos ($\phi < 0,075$ mm) de 55%, sendo um material com grande presença de areia fina e média, com granulometria próxima aos demais materiais. Portanto, o solo puro se apresentou praticamente na divisa entre um silte arenoso de baixa plasticidade (ML) e uma areia siltosa (SM).

Os valores de densidade relativa dos grãos (Gs), limites de Atterberg (LL e LP), índice de plasticidade (IP), índice de atividade (IA), sólidos voláteis, matéria orgânica, pH e relação carbono nitrogênio (C/N) são mostrados na Tabela 12.

Tabela 12 - Propriedades físico-químicas e geotécnicas dos materiais

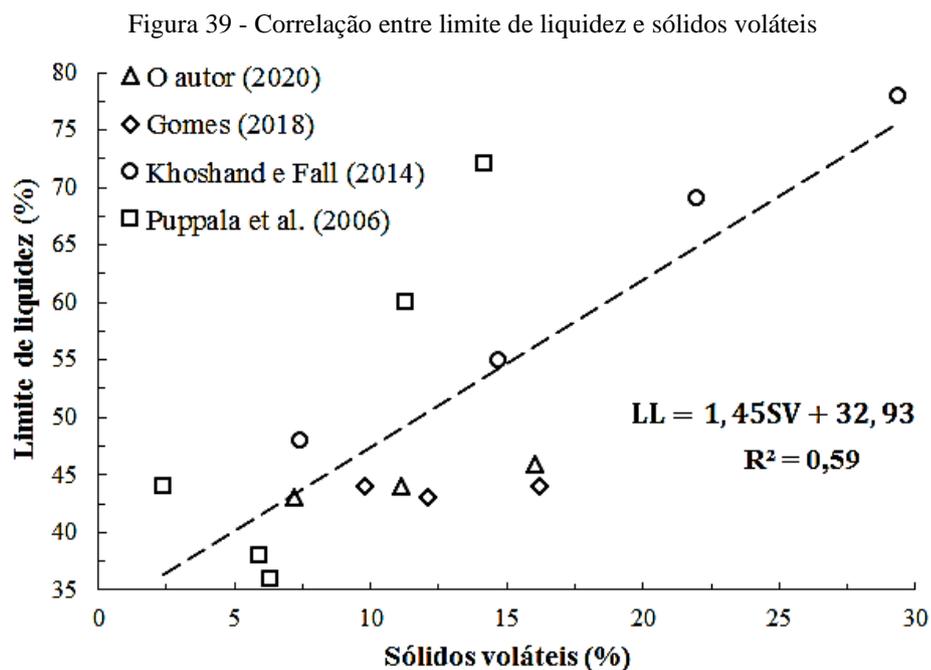
Parâmetros e propriedades	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto orgânico
Umidade gravimétrica inicial (%)	6,4	-	-	40,5
pH em H ₂ O	4,5	7,3	7,8	8,0
CTC a pH 7,0 (meq/100g)	20,35	-	25,88	45,19
Sólidos Voláteis (%)	7,20	11,12	16,04	30,36
Carbono orgânico (%)	0,06	-	3,30	14,40
Nitrogênio total Kjeldahl (%)	0,01	-	0,24	1,18
Relação C/N	6,00	-	13,75	12,20
Relação CTC/C (mmolc/g)	339,2	-	7,84	3,14
Matéria orgânica (%)	0,1	-	5,7	24,8
Densidade relativa dos grãos (Gs)	2,611	2,497	2,381	2,099
LL (%)	43	44	46	-
LP (%)	29	31	34	-
IP (%)	14	13	12	-
Índice de atividade ($\phi < 2\mu\text{m}$)	1,03	0,93	0,86	-
Classificação SUCS	ML	ML	SM	SM

Fonte: O Autor (2020).

Constata-se que a relação C/N do composto orgânico é 12,2 e o seu pH é 8,0. Segundo Pereira Neto (1989), uma das formas de avaliar a qualidade do fertilizante orgânico composto é verificar a relação C/N, que ao final do processo de compostagem deve girar em torno de 10. Kiehl (1985) afirma que o valor máximo permitido da relação C/N em fertilizantes orgânicos compostos deve ser de 18. Busnello et al. (2013) afirma que no final do processo de compostagem o pH fica na faixa alcalina entre 7,5 a 9,0. Além disso, Humer e Lechner (2001) constataram em ensaios de campo com compostos orgânicos que a relação C/N ideal para

oxidação do gás metano foi de 15, enquanto que Pedersen et al. (2011) e Mor et al. (2006) constataram em ensaios de coluna em laboratório com compostos orgânicos valores de 9,5 e 11,2, respectivamente.

O aumento de composto orgânico, representado indiretamente pelos sólidos voláteis, também promove um aumento no valor do limite de liquidez (LL) e limite de plasticidade (LP) dos materiais, uma vez que a matéria orgânica possui uma maior capacidade de retenção de água. Porém, nesse estudo houve uma redução do índice de plasticidade (IP) por ser um material pouco coesivo. Esses aumentos nos valores dos limites de Atterberg são comuns quando há incremento de composto orgânico na massa, sendo constatado também por Gomes (2018), Khoshand e Fall (2014) e Puppala et al. (2006), conforme Figura 39.



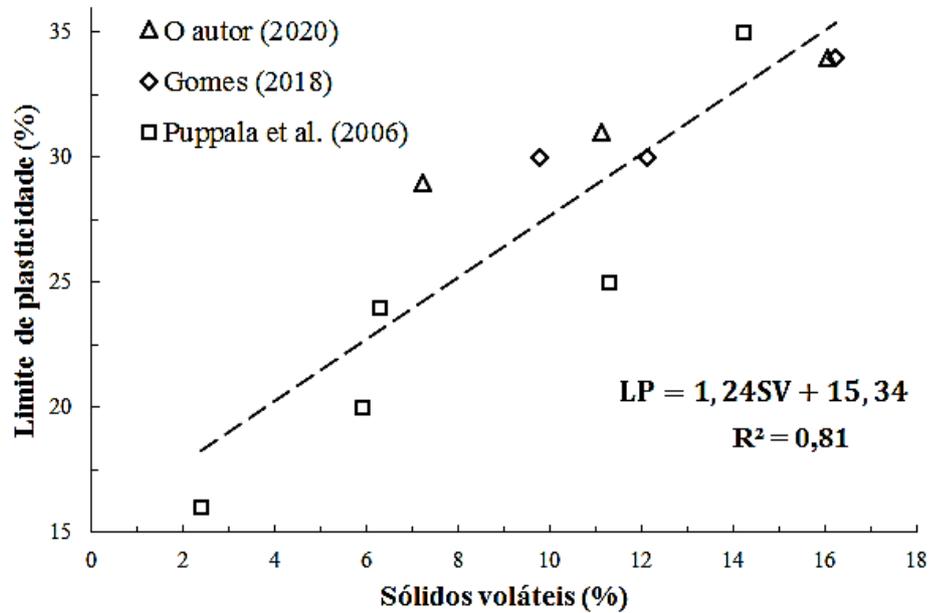
Fonte: O Autor (2020).

Segundo Maia et al. (2005), a matéria orgânica é fortemente hidrófila em função de suas cargas negativas e da alta superfície específica. Conseqüentemente, o seu poder de retenção de água é alto, podendo reter 4 a 6 vezes o seu peso. Além disso, esse efeito de adição de matéria orgânica resulta em decréscimo da densidade, aumento da porosidade total e mudanças na distribuição de tamanho dos agregados e composição mineralógica do material.

Khoshand e Fall (2014) relataram dificuldades na execução dos ensaios de limite de plasticidade para seus materiais estudados, assim como os ensaios de limite de liquidez e limite de plasticidade nos compostos orgânicos deste estudo e do estudo de Gomes (2018). Dessa forma, pode ser visto na Figura 40 o aumento do limite de plasticidade com o aumento

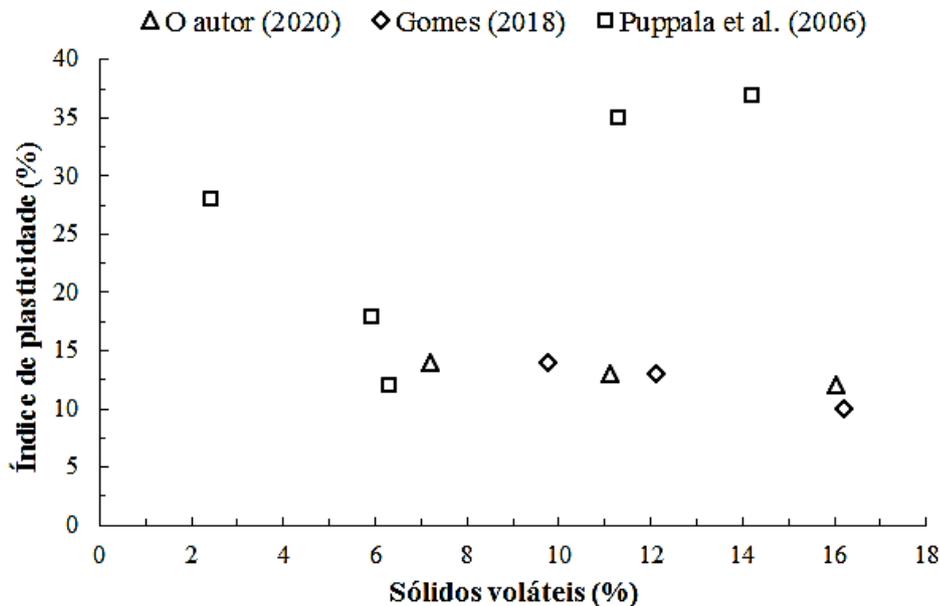
de matéria orgânica. No entanto, houve também uma grande dispersão do índice de plasticidade, não sendo possível realizar a correlação, conforme Figura 41.

Figura 40 - Correlação entre limite de plasticidade e sólidos voláteis



Fonte: O Autor (2020).

Figura 41 - Dispersão entre índice de plasticidade e sólidos voláteis



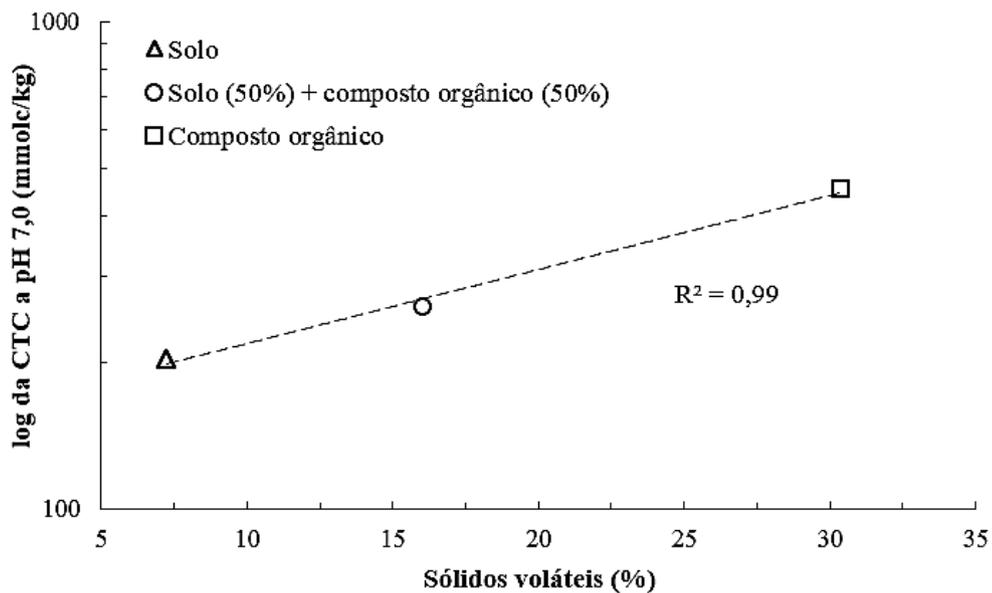
Fonte: O Autor (2020).

Foi constatado que o índice de atividade (IA) reduziu com o aumento de composto orgânico, com valores de 1,03, 0,93 e 0,86 para o solo puro, mistura 3:1 e mistura 1:1, respectivamente. De acordo com o critério de Skempton (1953), esses materiais possuem atividade normal tendo em vista que os valores de IA estão entre 0,75 e 1,25.

Os materiais estudados também tiveram valores de LL, IP e IA maiores que 20%, 7% e 0,3. Esses valores, segundo estudos de Benson et al. (1994) em 67 solos de aterros sanitários da América do Norte, são alguns dos valores mínimos para atingir uma permeabilidade saturada à água menor ou igual a 10^{-9} m/s.

Pela Tabela 12 também é possível notar que o composto orgânico possui maiores teores de matéria orgânica e sólidos voláteis, que geram aumento de pH e capacidade de troca catiônica nas amostras. Conforme Roig et al. (1988), a capacidade de troca catiônica pode ser diretamente relacionada ao teor de substâncias húmicas presentes na matéria orgânica do solo. A correlação entre o teor de sólidos voláteis e o logaritmo da capacidade de troca catiônica - convertida de miliequivalente por 100 g (meq/100g) para milimol de carga por quilograma (mmolc/kg) - pode ser vista na Figura 42, sendo o coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,99. Essas propriedades refletem nos parâmetros de fluxo de água nos corpos de prova compactados, que serão vistos nos tópicos seguintes.

Figura 42 - Correlação entre teor de sólidos voláteis e capacidade de troca catiônica a pH 7,0 em mmolc/kg.



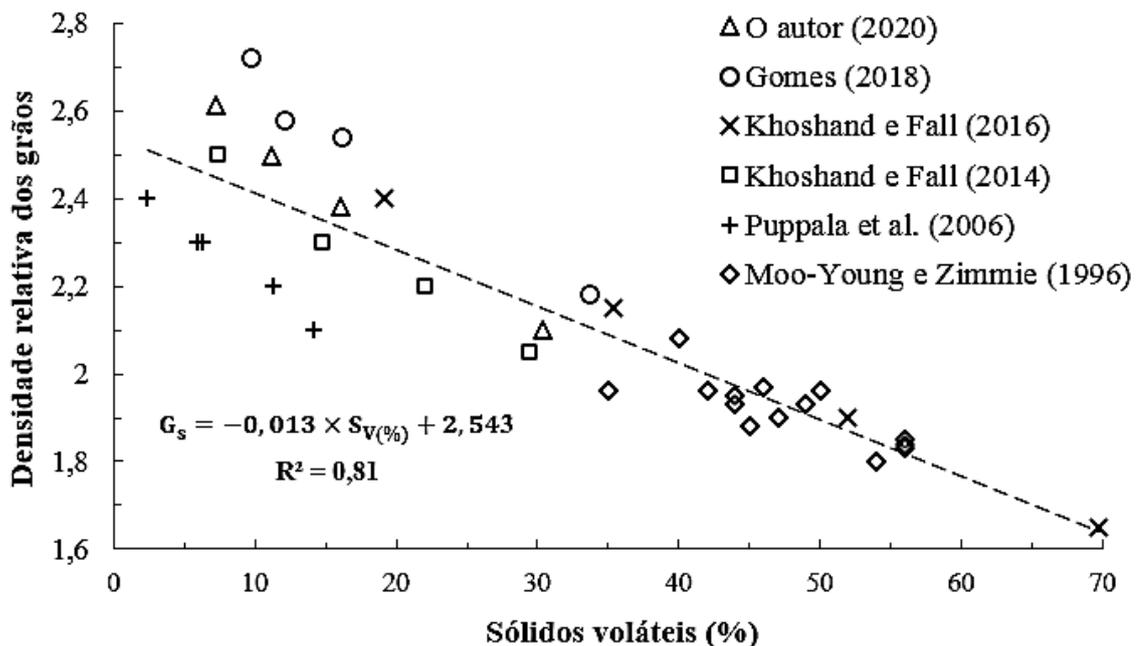
Fonte: O Autor (2020).

O incremento de composto orgânico também promove uma redução nos valores de densidade relativa dos grãos. Moo-Young e Zimmie (1996), Khoshand e Fall (2014), Khoshand e Fall (2016) e Gomes (2018) obtiveram relações semelhantes dessas propriedades ao analisar propriedades de diferentes materiais orgânicos para uso em camadas de cobertura de aterros sanitários. Uma simples correlação foi realizada com os resultados da Tabela 12 na Figura 43.

Esses resultados também foram comparados com resultados complementares dos materiais estudados por Gomes (2018), que utilizou um solo da mesma jazida deste trabalho com composto orgânico resultante de podas de vegetações e jardinagem do Jardim Botânico do Recife-PE. Foram plotados também os resultados de Khoshand e Fall (2014), que misturou areia com composto orgânico obtido de um aterro sanitário localizado em Ontário, Canadá; além dos resultados de Puppala et al. (2006) para diferentes misturas de solo com compostos orgânicos.

Para critério de comparação com outros tipos de materiais orgânicos, também foram adicionados os estudos de Moo-Young e Zimmie (1996) com diferentes tipos de lodos provenientes de fábricas de papéis, e os estudos de Khoshand e Fall (2016) com diferentes misturas de areia e solo turfoso. O coeficiente de determinação (R^2) obtido do ajuste linear foi de 0,81.

Figura 43 - Correlação entre densidade relativa dos grãos e teor de sólidos voláteis



Fonte: O Autor (2020).

A Tabela 13 mostra um resumo das propriedades dos materiais em comparação com os valores recomendados pela literatura. Verifica-se que o composto orgânico melhor atendeu aos critérios iniciais recomendados na literatura para alto desempenho de biocoberturas na oxidação do gás metano. Por outro lado, a mistura 1:1 melhor atende a ambos os critérios físico-químicos e geotécnicos de pré-dimensionamento no que se refere ao controle de entrada de água na massa de resíduos e à oxidação do gás metano.

Tabela 13 - Comparação das propriedades dos materiais com algumas literaturas

Propriedades	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto orgânico	Crítérios
pH em H ₂ O	X	✓	✓	✓	6,5 a 8,5 ^a
Sólidos Voláteis (%)	X	X	✓	✓	Mínimo de 15 ^a
Carbono orgânico (%)	X	-	X	✓	Mínimo de 7 ^a
Nitrogênio total Kjeldahl (%)	X	-	X	✓	Mínimo de 0,5 ^a
Relação C/N	X	-	✓	✓	9,5 b a 15 ^c
LL (%)	✓	✓	✓	-	Mínimo de 20 ^d
IP (%)	✓	✓	✓	-	Mínimo de 7 ^d
Índice de atividade ($\phi < 2\text{mm}$)	✓	✓	✓	-	Mínimo de 0,3 ^d

Fonte: O Autor (2020).

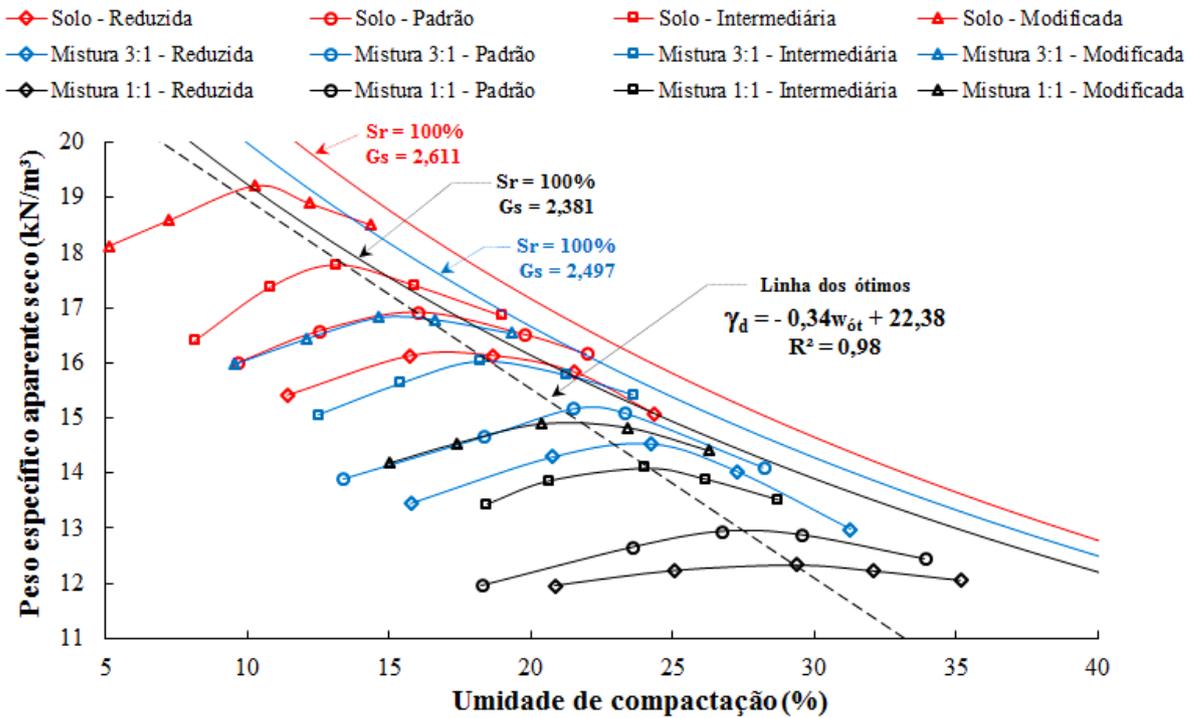
Legenda: ✓ (atende); X (não atende); a - Huber-Humer *et al.* (2009); b - Humer e Lechner (2001) e Pedersen *et al.* (2011) (critérios para alto desempenho de biocoberturas na oxidação do gás metano); d - Benson *et al.* (1994) (critérios para permeabilidade vertical saturada à água máxima de 10^{-9} m/s).

4.2 COMPACTAÇÃO

O presente subtópico apresenta e discute os resultados dos ensaios de compactação correlacionando os parâmetros de compactação com propriedades geotécnicas e físico-químicas e o efeito da energia de compactação na presença de composto orgânico.

As 12 curvas de compactação com variação da energia aplicada (reduzida, padrão, intermediária e modificada) e do tipo de material (solo, mistura 3:1 e mistura 1:1) são apresentadas na Figura 44. Foram plotadas as curvas de saturação de cada material de modo a analisar os limites de peso específico aparente seco e umidades de compactação. Além disso, foi realizado o ajuste linear utilizando o Microsoft Excel, de modo a obter a linha dos ótimos, que separa o ramo seco e ramo úmido dos materiais analisados. O coeficiente de determinação (R^2) obtido foi igual a 0,98 para a equação $\gamma_d = -0,34w_{ót} + 22,38$, sendo $w_{ót}$ a umidade ótima expressa em porcentagem e γ_d o peso específico aparente seco máximo expresso em kN/m³. Os valores dos principais parâmetros das curvas de compactação podem ser vistos na Tabela 14.

Figura 44 - Curvas de compactação estudadas



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 14 - Parâmetros obtidos dos ensaios de compactação

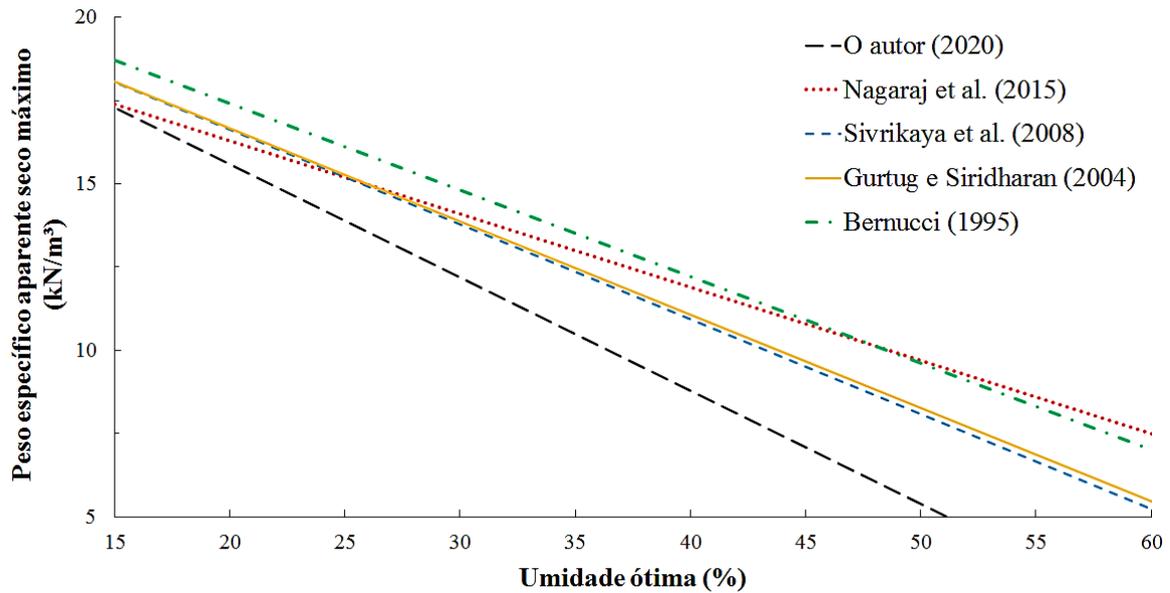
Energia aplicada (kJ/m³)	Material	Umidade ótima (%)	Peso específico aparente seco máximo (kN/m³)
338 (Reduzida)	Solo	18	16,4
	Mistura 3:1	24	14,5
	Mistura 1:1	29	12,3
585 (Padrão)	Solo	16	16,9
	Mistura 3:1	22	15,2
	Mistura 1:1	27	13,0
1013 (Intermediária)	Solo	13	17,8
	Mistura 3:1	18	16,1
	Mistura 1:1	24	14,1
2684 (Modificada)	Solo	10	19,2
	Mistura 3:1	15	16,8
	Mistura 1:1	21	14,9

Fonte: O Autor (2020).

Nota-se que os ensaios de compactação foram realizados na faixa de 5% a 35% de umidade. Apesar de apresentar-se com menor teor de finos que o solo puro, o composto orgânico possui um maior teor de matéria orgânica e fibras que permitem a maior retenção de água. Os valores de pesos secos observados pelo ajuste linear foram inferiores aos valores

médios estudados por Bernucci (1995), Gurtug e Sridharan (2004), Sivrikaya et al. (2008) e Nagaraj et al. (2015), que realizaram esses ajustes lineares a diversos tipos de solos arenosos e argilosos, conforme Figura 45 e Tabela 15.

Figura 45 - Ajuste linear dos pontos ótimos de diferentes tipos de materiais



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 15 - Coeficientes das retas analisadas

$$\gamma_d = a \times w_{ót} + b$$

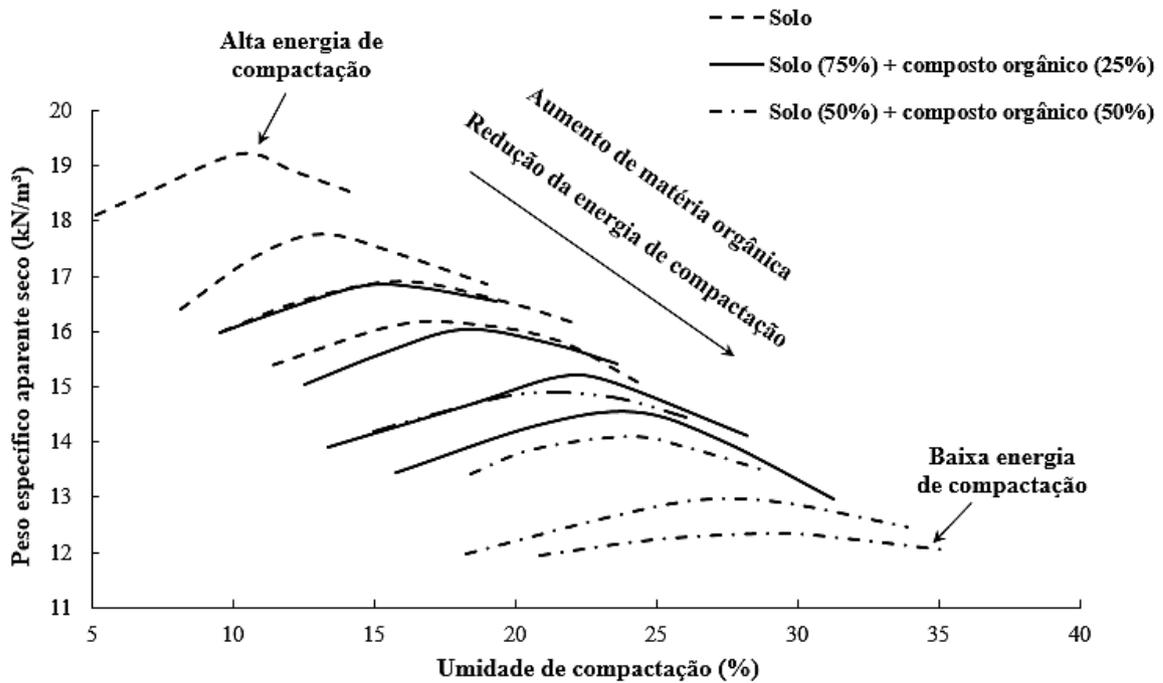
Coeficiente	O autor (2020)	Nagaraj et al. (2015)	Sivrikaya et al. (2008)	Gurtug e Siridharan (2004)	Bernucci (1995)
a	-0,34	-0,22	-0,29	-0,28	-0,26
b	22,38	20,70	22,33	22,26	22,62
R ²	0,98	0,86	0,94	0,94	0,92

Legenda: γ_d = peso específico aparente seco máximo (kN/m³); $w_{ót}$ = umidade ótima (%); R² = coeficiente de determinação ou de eficiência adotado.

Fonte: O Autor (2020).

Conforme Figura 46, verifica-se que o acréscimo de matéria orgânica e a redução da energia aplicada geram uma elevação da umidade ótima e uma diminuição do peso específico aparente seco, refletindo em um aumento da retenção de água e em uma possível queda da resistência ao cisalhamento, conforme relatado por Gomes (2018), Khoshand e Fall (2014) e Puppala et al. (2006), além de ser constatado um maior abatimento das curvas de compactação.

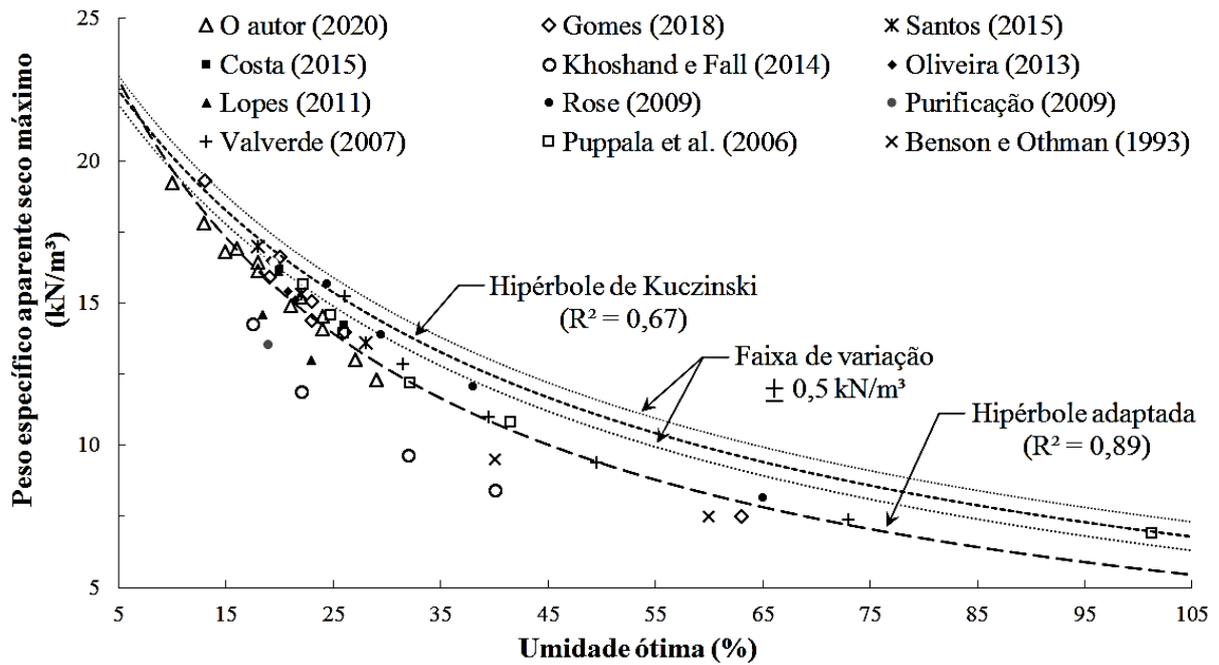
Figura 46 - Efeito da energia de compactação e do conteúdo de matéria orgânica nos materiais



Fonte: O Autor (2020).

Além disso, foi plotada a hipérbole de kuczinski - descrita em Massad (2016) - de modo que seus limites de variação de $0,5 \text{ kN/m}^3$ abrangeram apenas 19% (10 pontos de um total de 53 pontos) deste estudo e dos estudos de compactação de compostos orgânicos realizados por Gomes (2018), Santos (2015), Costa (2015), Khoshand e Fall (2014), Oliveira (2013), Lopes (2011), Rose (2009), Purificação (2009), Valverde (2007), Puppala et al. (2006) e Benson e Othman (1993). Desse modo, foi plotada, com base na curva de Kuczinski, uma hipérbole adaptada a este estudo e aos demais citados anteriormente. A equação dessa nova curva foi encontrada pelo método dos mínimos quadrados com o suplemento Solver do Microsoft Excel, de maneira que o coeficiente de determinação foi utilizado para analisar a eficiência desse ajuste.

Figura 47 - Características de compactação de compostos orgânicos



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 16 - Coeficientes das curvas analisadas

$$\gamma_d = \frac{a}{1 + b \times w_{ót}}$$

Coeficiente	Hipérbole de Kuczinski	Hipérbole adaptada
a	25,37	27,15
b	2,6	3,8
R ²	0,67	0,89

Legenda: γ_d = peso específico aparente seco máximo (kN/m^3); $w_{ót}$ = umidade ótima (adimensional); R^2 = coeficiente de determinação ou de eficiência adotado.

Fonte: O Autor (2020).

Como observado, misturas de solos e compostos orgânicos apresentam pesos específicos secos máximos menores que os solos convencionais para as mesmas umidades devido às baixas densidades que a matéria orgânica apresenta. Sabe-se também que a hipérbole de Kuczinski foi obtida baseada em mais de 1000 ensaios de compactação, com uma menor margem de erro. Portanto, seria necessário adicionar mais resultados de outros estudos de compactação de materiais orgânicos usados em biocoberturas, de modo a obter um melhor ajuste da hipérbole adaptada e, consequentemente, realizar uma melhor comparação com o estudo de Kuczinski, descrito em Massad (2016).

Foram analisadas também algumas correlações das propriedades físico-químicas e dos índices físicos com os parâmetros de compactação de ensaios Proctor Normal de compostos orgânicos puros e suas misturas com solos, conforme literatura descrita nas Figuras 48 e 49.

Figura 48 - Correlação entre limite de Liquidez e peso específico aparente seco máximo de ensaios Proctor

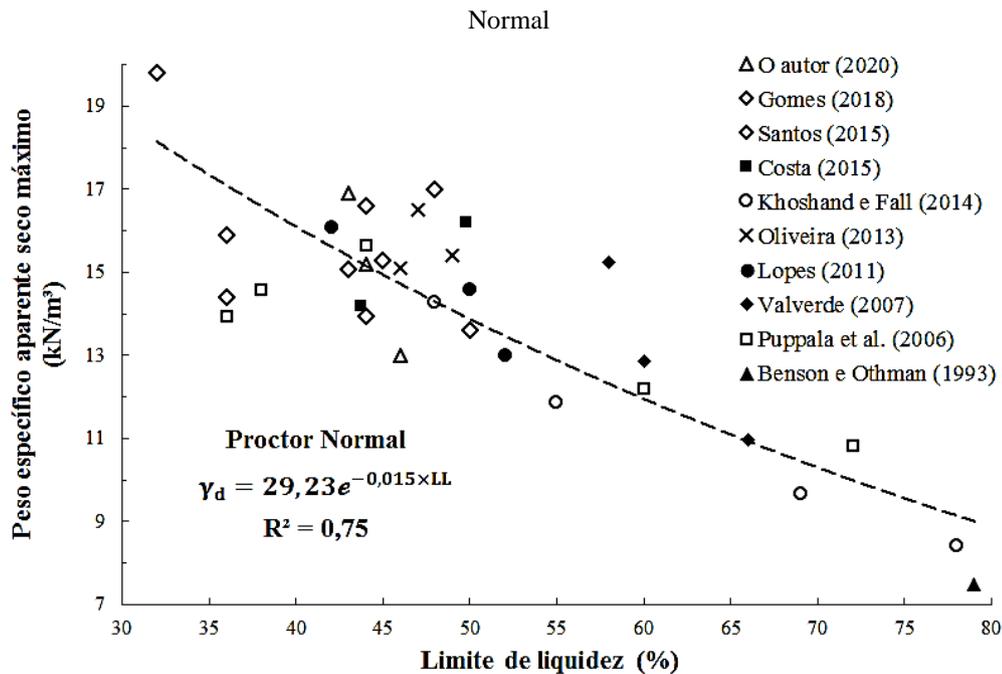
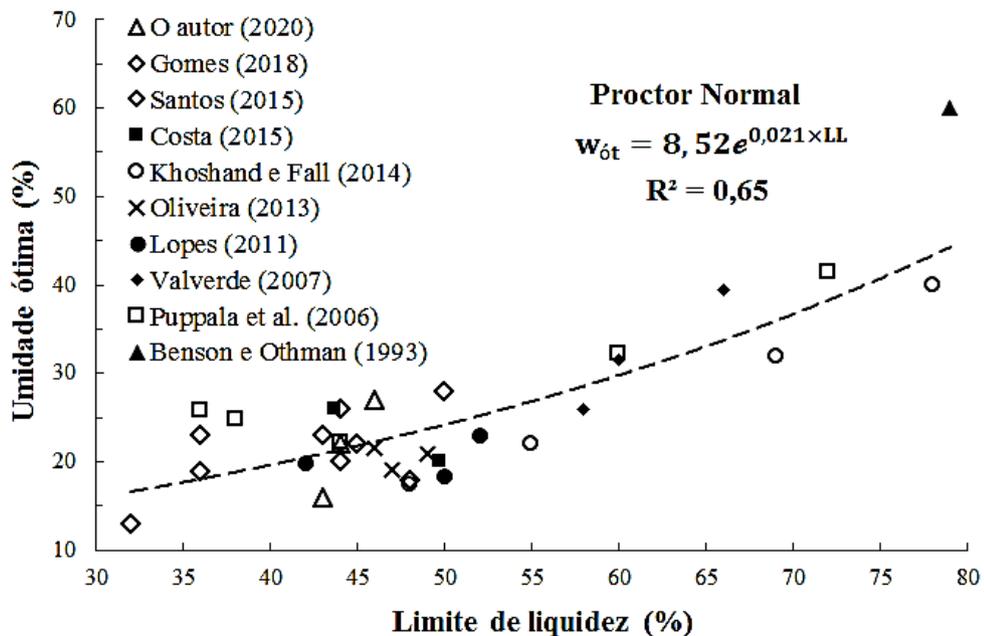


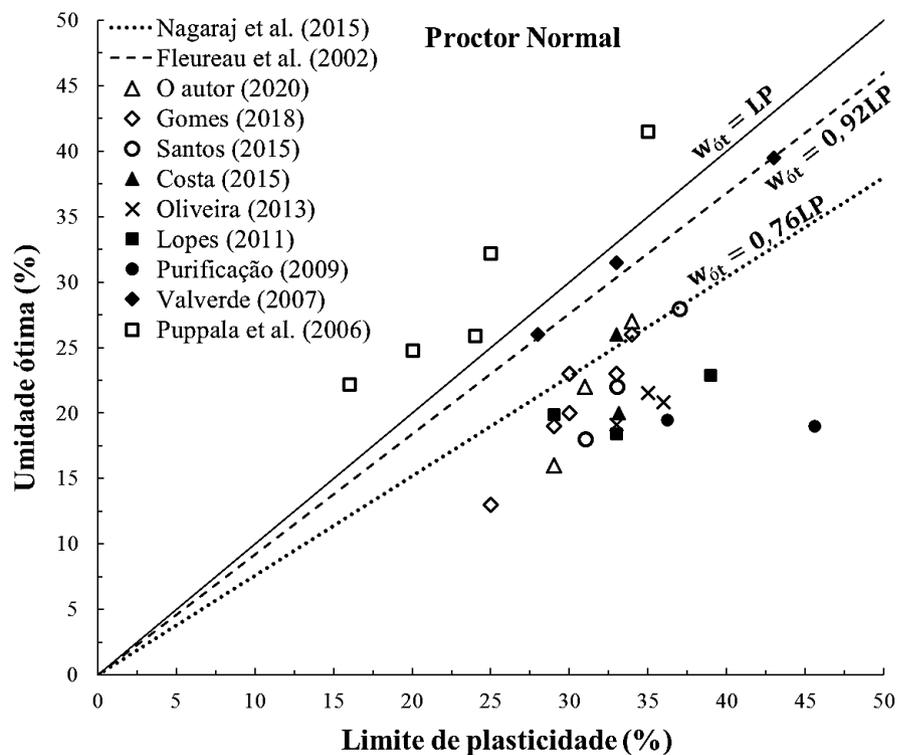
Figura 49 - Correlação entre limite de liquidez e umidade ótima de ensaios Proctor Normal



Esses resultados podem ser comparados com os estudos realizados por Sridharan e Nagaraj (2005) com solos finos, constatando-se que os valores médios de peso específico seco deste estudo são menores, enquanto que os valores médios de umidade ótima são maiores. Isso ocorre devido às diferentes características entre os compostos orgânicos – maior presença de materiais granulares e fibrosos – e os solos finos.

Os estudos com os materiais analisados não permitiram a correlação dos parâmetros de compactação com os limites de plasticidade. Porém, de acordo com a Figura 50, nota-se que os valores das umidades ótimas deste estudo são menores que os valores de limite de plasticidade e menores que os valores médios reportados por Fleureau et al. (2002) e Nagaraj et al. (2015), que estudaram diferentes tipos de solos finos. Por outro lado, os valores de umidades ótimas constatados por Puppala et al. (2006) se encontraram acima do limite de plasticidade.

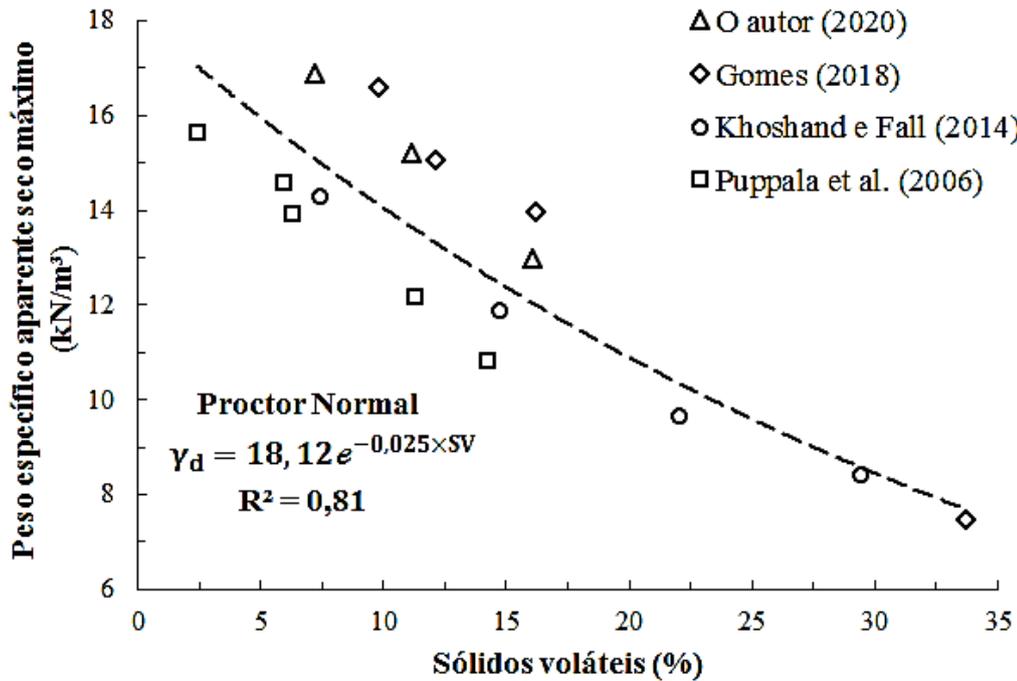
Figura 50 - Dispersão entre alguns valores encontrados de limite de plasticidade e umidade ótima para compostos orgânicos



Fonte: O Autor (2020).

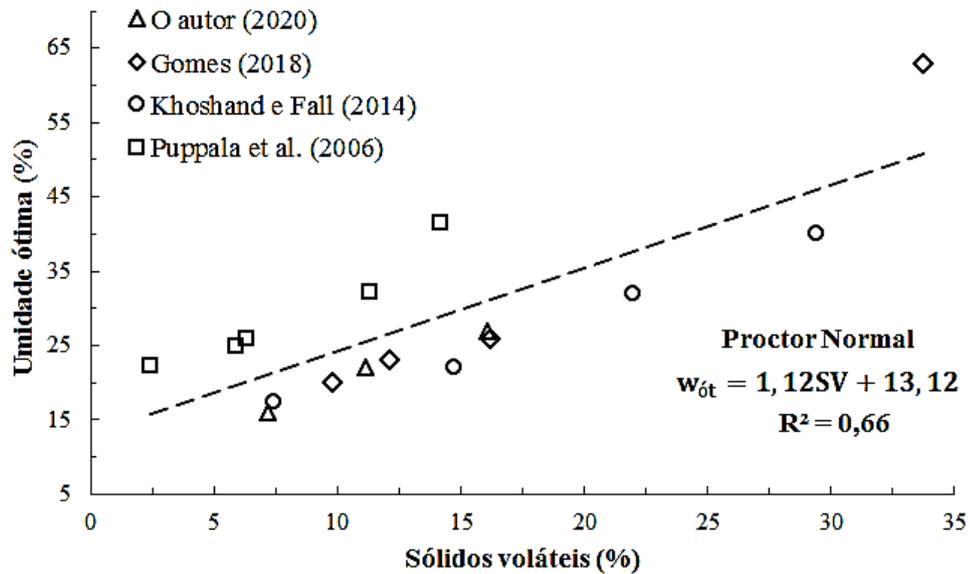
O teor de matéria orgânica, representado indiretamente nos gráficos abaixo pelo teor de sólidos voláteis, é uma das principais características das biocoberturas. As Figuras 51 e 52 mostram algumas das correlações entre essa propriedade e os parâmetros de compactação de ensaios Proctor Normal.

Figuras 51 - Correlação entre sólidos voláteis e peso específico aparente seco máximo de ensaios Proctor Normal



Fonte: O Autor (2020).

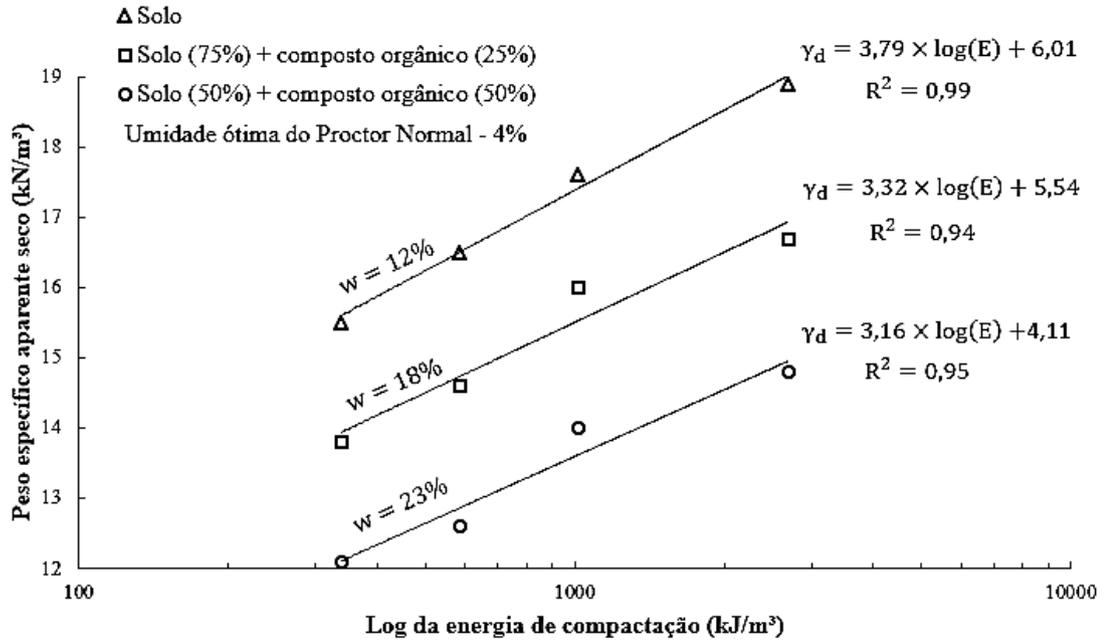
Figuras 52 - Correlação entre sólidos voláteis e umidade ótima de ensaios Proctor Normal



Fonte: O Autor (2020).

Foram constatadas também as influências das energias de compactação aplicadas nos materiais estudados variando a umidade de compactação em $\pm 4\%$ em relação à umidade ótima dos ensaios Proctor Normal, conforme Figuras 53, 54 e 55 e Tabelas 17, 18 e 19. Alguns dos pontos dos gráficos da Figura 55 foram obtidos por meio da linha dos ótimos com acréscimo de $+4\%$ na umidade de compactação, uma vez que esses pontos não foram obtidos nos ensaios de compactação.

Figura 53 - Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados com desvio de -4% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal



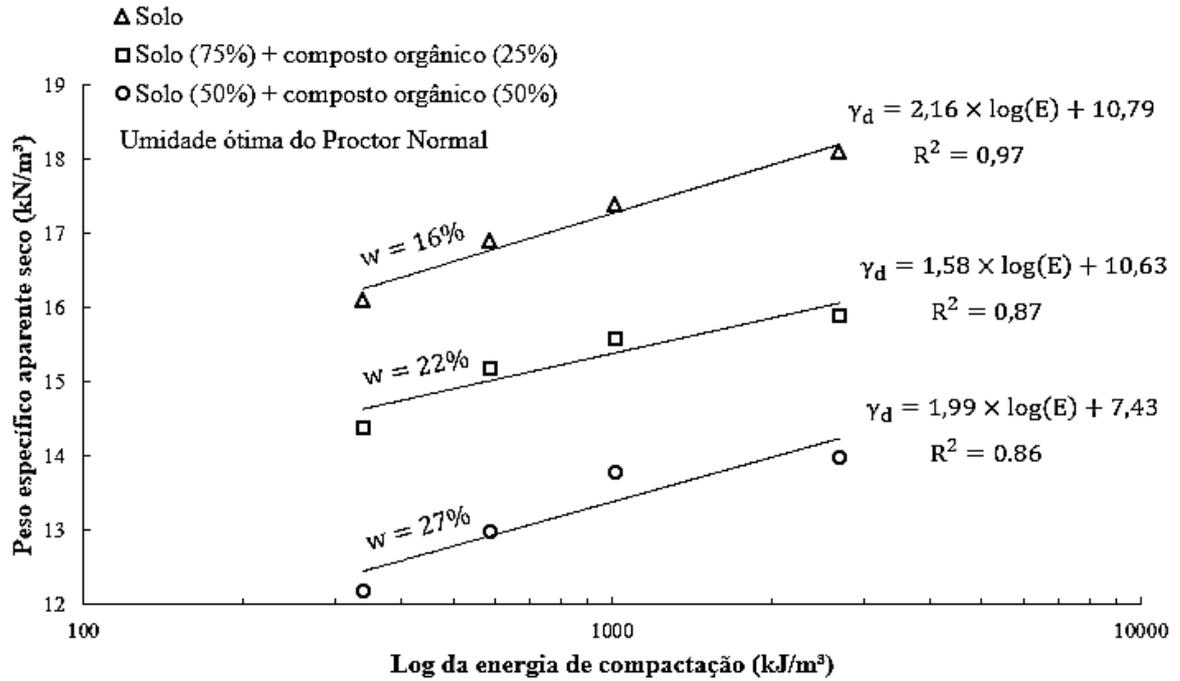
Fonte: O Autor (2020).

Tabela 17 - Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 53

Umidade ótima do Proctor Normal - 4%				
$\gamma_d = a \times \log_{10} E + b$				
Material	Umidade de compactação (%)	a	b	R ²
Solo	12	3,79	6,01	0,99
Mistura 3:1	18	3,32	5,54	0,94
Mistura 1:1	23	3,16	4,11	0,95

Fonte: O Autor (2020).

Figura 54 - Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados na umidade ótima do ensaio Proctor Normal



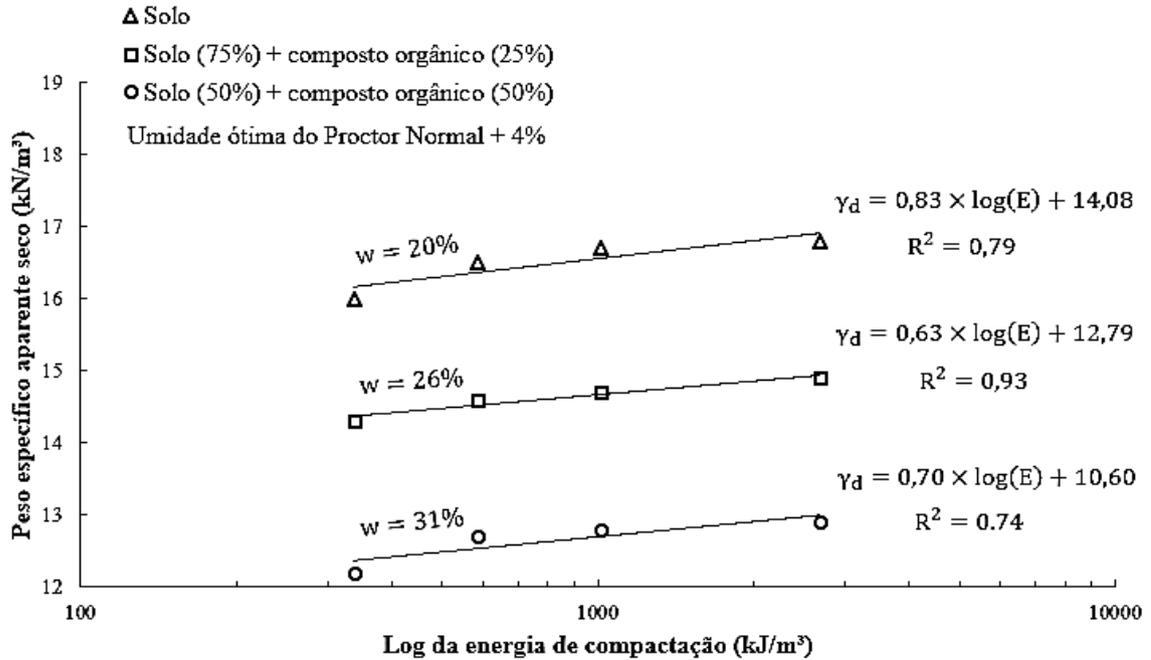
Fonte: O Autor (2020).

Tabela 18 - Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 54

Umidade ótima do Proctor Normal				
$\gamma_d = a \times \log_{10} E + b$				
Material	Umidade de compactação (%)	a	b	R ²
Solo	16	2,16	10,79	0,97
Mistura 3:1	22	1,58	10,63	0,87
Mistura 1:1	27	1,99	7,43	0,86

Fonte: O Autor (2020).

Figura 55 - Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco dos materiais moldados com desvio de +4% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 19 - Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 55

Umidade ótima do Proctor Normal + 4%				
$\gamma_d = a \times \log_{10} E + b$				
Material	Umidade de compactação (%)	a	b	R ²
Solo	20	0,83	14,08	0,79
Mistura 3:1	26	0,63	12,79	0,93
Mistura 1:1	31	0,70	10,60	0,74

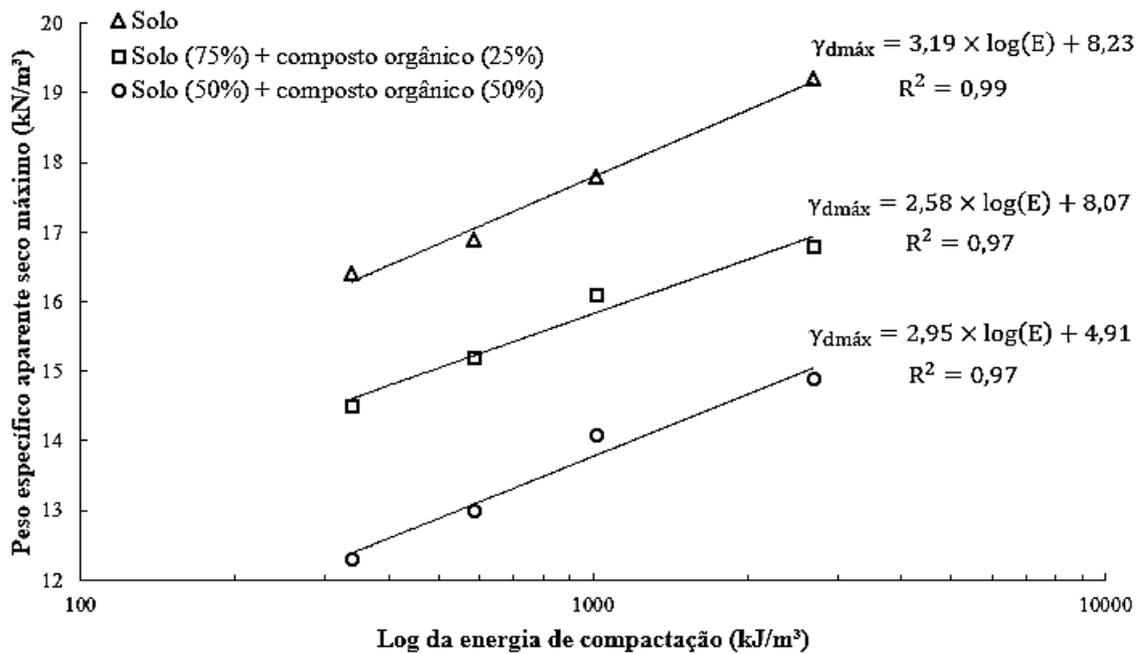
Fonte: O Autor (2020).

Notam-se diferentes graus de variação do peso específico seco com as diferentes energias, de modo que no ramo seco há uma maior influência das energias aplicadas por conta da estrutura. Segundo Pinto (2006), quando o solo se encontra com umidade abaixo da ótima, a aplicação de maior energia de compactação provoca um aumento do peso específico seco, mas quando a umidade é maior do que a ótima, maior esforço de compactação pouco ou nada provoca de aumento de peso específico seco, pois não consegue expelir o ar dos vazios.

Ainda de acordo com o autor, o coeficiente “a” das expressões das Tabelas 17, 18 e 19 é tanto maior quanto mais argiloso é o solo, de modo que solos argilosos (finos) dependem mais da energia de compactação para atingirem o peso específico seco desejado em comparação com solos arenosos (granulares). Nesse estudo, ao incrementar composto orgânico verificou-se a redução do efeito da energia, devido ao composto orgânico ser um

material mais granular; porém, também foram constatadas reduções nos valores do peso específico seco, uma vez que o composto orgânico é um material com maior quantidade de fibras (menor densidade das partículas) que o solo puro, além de um maior conteúdo volumétrico de ar na estrutura. Esse efeito pode ser verificado nas Figuras 56 e 57 e Tabelas 20 e 21, que correlacionam os pesos específicos secos máximos e as umidades ótimas com as energias aplicadas.

Figura 56 - Efeito da energia de compactação no peso específico aparente seco máximo dos materiais



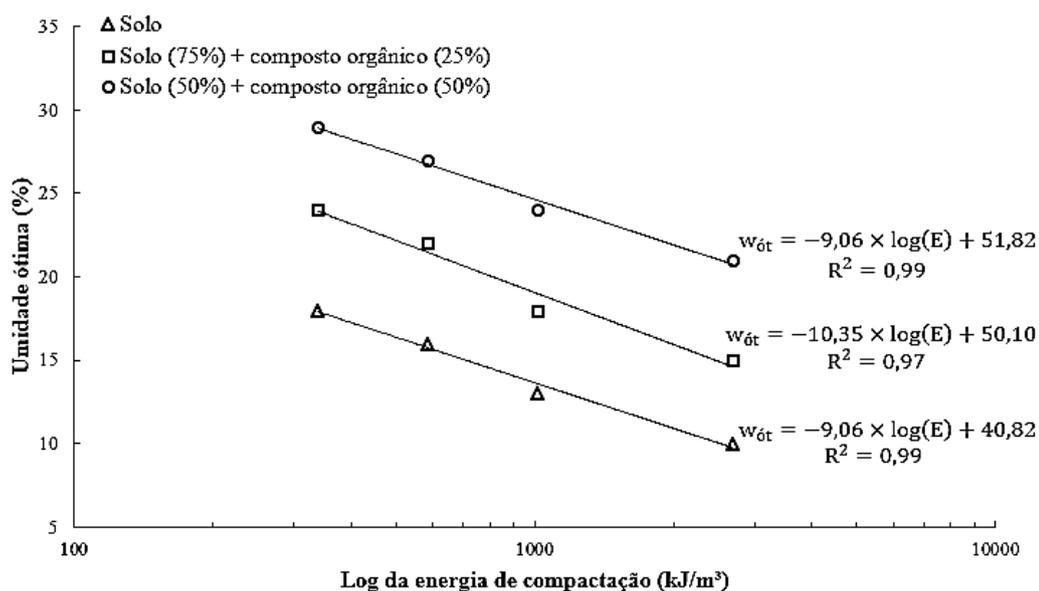
Fonte: O Autor (2020).

Tabela 20 - Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 56

$\gamma_{dm\acute{a}x} = a \times \log_{10} E + b$			
Material	a	b	R ²
Solo	3,19	8,23	0,99
Mistura 3:1	2,58	8,07	0,97
Mistura 1:1	2,95	4,91	0,97

Fonte: O Autor (2020).

Figura 57 - Efeito da energia de compactação na umidade ótima dos materiais



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 21 - Coeficientes de ajuste dos gráficos da Figura 57

$w_{ót} = a \times \log_{10} E + b$			
Material	a	b	R ²
Solo	-9,06	40,82	0,99
Mistura 3:1	-10,35	50,10	0,97
Mistura 1:1	-9,06	51,82	0,99

Fonte: O Autor (2020).

De acordo com a Figura 56, a mistura 1:1 teve resultados de variação do peso específico seco máximo semelhantes a um solo com predominância de argila montmorilonita com índice de plasticidade igual a 58% e 1% de areia, conforme Gurtug e Sridharam (2004), que estudaram os efeitos de diferentes energias de compactação em solos. Porém, as umidades ótimas desse solo constatadas por esses autores variaram entre 27% e 32%, superiores às umidades ótimas observadas na Figura 57.

4.3 PERMEABILIDADE À ÁGUA

O presente subtópico apresenta e discute os resultados dos ensaios de permeabilidade à água (condutividade hidráulica) analisando os efeitos da presença de matéria orgânica no fluxo vertical de água através dos materiais.

Os resultados dos ensaios de permeabilidade vertical à água em permeâmetro de parede flexível são apresentados na Tabela 22. Pode-se verificar que os valores das variações

volumétricas após o ensaio foram menores que 1% com a aplicação de tensão confinante de 220 kPa.

Tabela 22 - Resultados dos ensaios de permeabilidade à água em permeâmetro de parede flexível

Material	Energia (kJ/m ³)	w _i (%)	Sr _i (%)	e ₀	ΔV (%)	Sr _f (%)	e _f	k _w (m/s)	k _{wi} (m ²)
Solo	585 (Padrão)	16 (wót)	76,66	0,545	0,08	99,84	0,545	3,36x10 ⁻⁸	3,44x10 ⁻¹⁵
Mistura 3:1	585 (Padrão)	22 (wót)	85,47	0,643	0,13	94,99	0,644	2,60x10 ⁻⁹	2,67x10 ⁻¹⁶
Mistura 1:1	585 (Padrão)	27 (wót)	77,31	0,832	0,18	87,36	0,834	1,46x10 ⁻⁹	1,50x10 ⁻¹⁶
Mistura 1:1	585 (Padrão)	23 (wót - 4%)	61,55	0,890	0,19	88,20	0,892	2,67x10 ⁻⁹	2,74x10 ⁻¹⁶
Mistura 1:1	585 (Padrão)	31 (wót + 4%)	85,81	0,860	0,14	78,34	0,862	5,32x10 ⁻¹⁰	5,45x10 ⁻¹⁷
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	25 (wót - 4%)	62,55	0,952	0,25	83,28	0,956	5,14x10 ⁻⁹	5,27x10 ⁻¹⁶
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	29 (wót)	73,79	0,936	0,23	81,62	0,939	2,55x10 ⁻⁹	2,61x10 ⁻¹⁶
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	33 (wót + 4%)	82,57	0,952	0,20	80,47	0,955	1,17x10 ⁻⁹	1,20x10 ⁻¹⁶

Fonte: O Autor (2020).

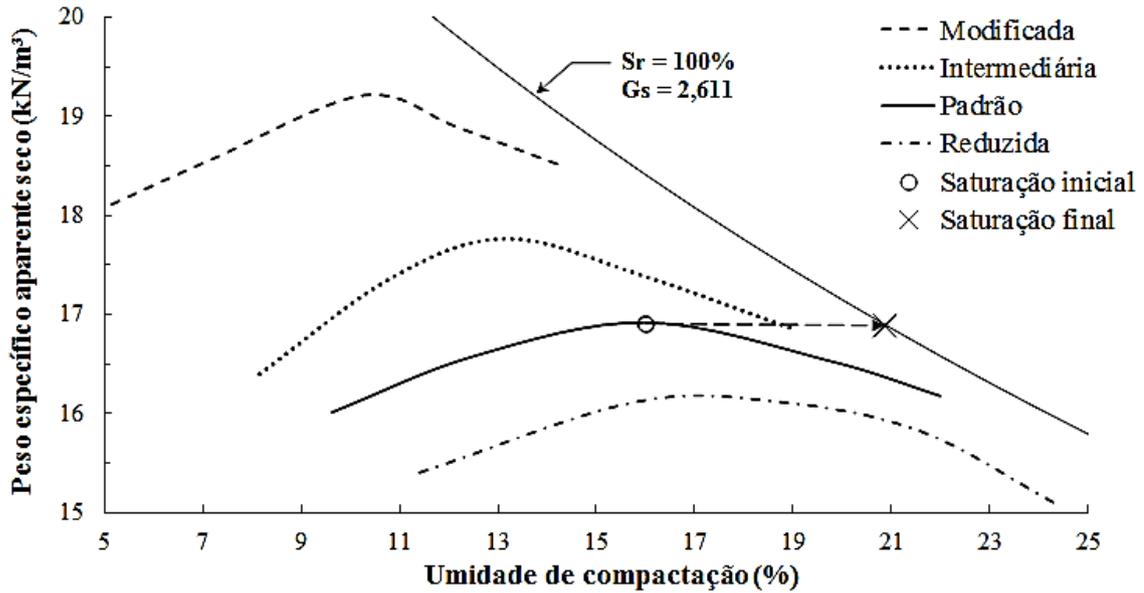
Legenda: w_i = umidade de compactação; Sr_i = grau de saturação inicial de compactação; e₀ = índice de vazios inicial de compactação; ΔV = variação volumétrica após ensaio; Sr_f = grau de saturação após ensaio; e_f = índice de vazios após ensaio; k_w = permeabilidade à água; k_{wi} = permeabilidade intrínseca à água.

Segundo Lambe (1958), a permeabilidade à água dos solos compactados depende fatores como distribuição granulométrica, limites de Atterberg, fluido percolante, índice de vazios, estrutura e grau de saturação. Além disso, Mesri e Olson (1971) afirmam que a permeabilidade à água de solos argilosos depende de fatores físico-químicos como densidade e distribuição de cargas superficiais das partículas, valência dos cátions adsorvidos devido à existência de cargas negativas nas partículas e propriedades do fluido como constante dielétrica, momento dipolo e viscosidade.

Da Tabela 22 e das Figuras 58, 59 e 60, nota-se que os graus de saturação finais atingidos no permeâmetro variaram de 99,8% a 87,4% ao incrementar composto orgânico. Com isso, o solo puro foi ensaiado em condições praticamente saturadas, enquanto que não foi possível saturar por percolação de água as misturas por conta da maior presença de ar ocluso devido às diferentes estruturas geradas pela presença do composto orgânico na matriz do solo. Essas condições não saturadas em permeâmetros também foram reportadas por

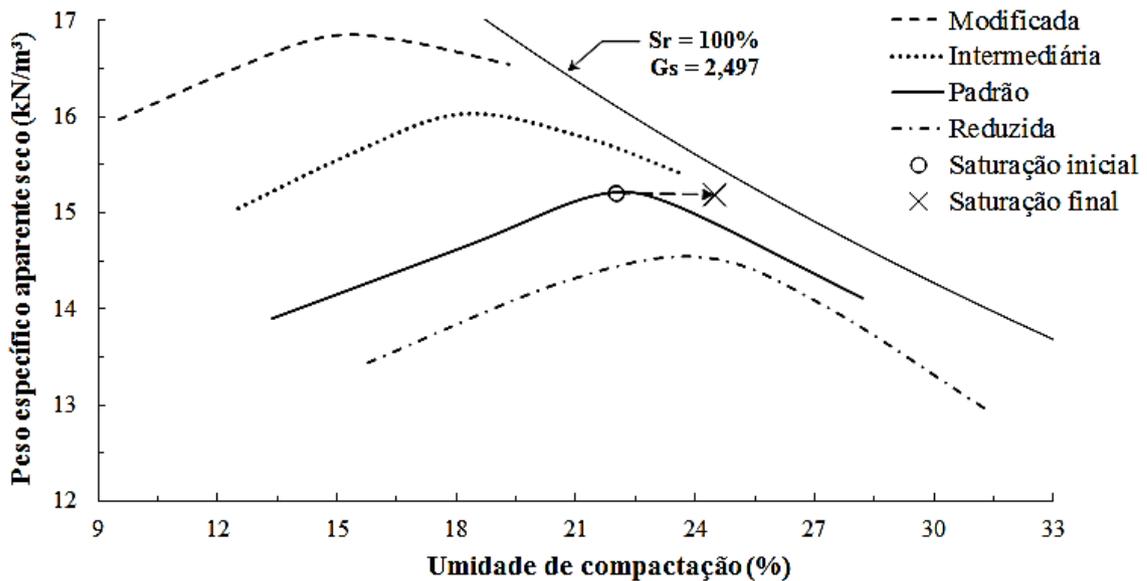
Lambe (1955) e Lowe e Johnson (1960), que constataram graus de saturação finais em amostras de solos finos variando de 80% a 100% ao realizarem o método de saturação por percolação.

Figura 58 – Graus de saturação antes e após ensaio de permeabilidade à água do solo puro



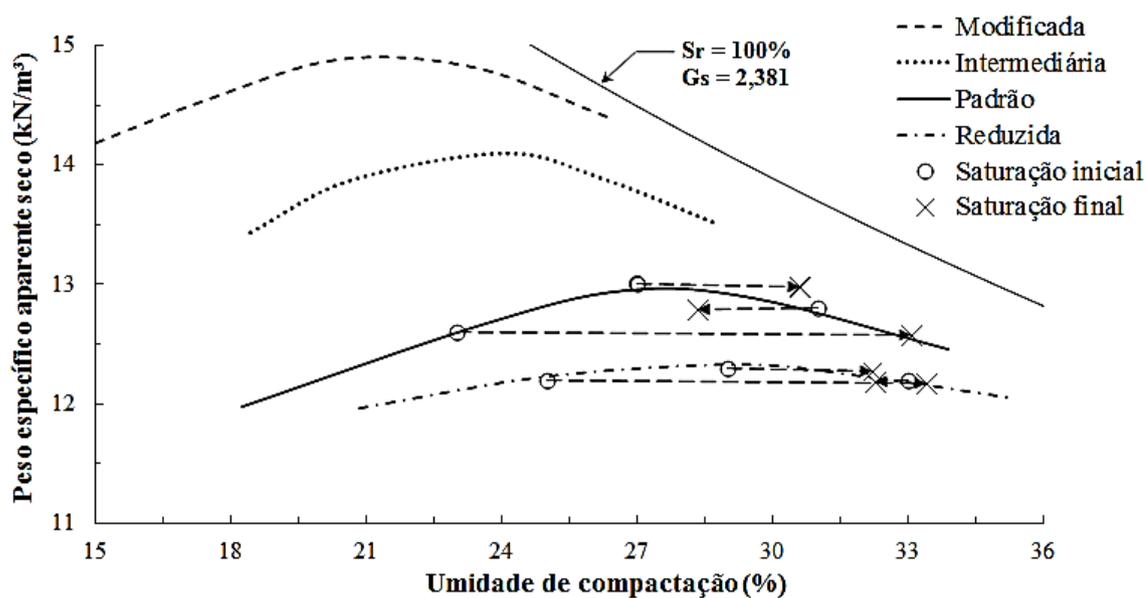
Fonte: O Autor (2020).

Figura 59 – Graus de saturação antes e após ensaio de permeabilidade à água da mistura 3:1



Fonte: O Autor (2020).

Figura 60 – Graus de saturação antes e após ensaios de permeabilidade à água da mistura 1:1



Nota-se também que, apesar de aumentar a quantidade de partículas granulares e o índice de vazios, o acréscimo de composto orgânico provocou redução das permeabilidades à água das amostras compactadas. Do ponto de vista mecânico, a maior presença de partículas de formato anguloso, tais como as fibras, do material orgânico em relação às partículas do solo estudado aumenta o efeito de tortuosidade no fluxo à água.

Além disso, apesar de causar uma redução no índice de plasticidade e no índice de atividade de Skempton, esse incremento de matéria orgânica, do ponto de vista físico-químico, aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC), que pode ser definida como a quantidade de cátions necessários para neutralizar as cargas negativas de uma quantidade unitária de material. O aumento da CTC promove uma maior adsorção da água (fluido percolante) devido a maior presença de cargas negativas. Com isso, há um aumento na resistência ao fluxo desse fluido causando uma redução na permeabilidade à água. Porém, são necessários estudos mais aprofundados e análise de outros fatores intervenientes ao fluxo de água em misturas de solos e compostos orgânicos compactados.

Nemes et al. (2005) afirma que a redução da permeabilidade à água com aumento de matéria orgânica pode existir em uma grande variedade de solos. Segundo o autor, uma possível explicação seria aumento na retenção de água, modificação da granulometria com maior preenchimento dos vazios e aumento da tortuosidade com modificação da estrutura. No entanto, o autor deixa claro que esse efeito depende de cada material. Esses efeitos também foram constatados por Khoshand e Fall (2014) em composto orgânico e Khoshand e Fall (2016) em solo turfoso.

Com relação a mistura 1:1, observa-se que, além do efeito da redução da permeabilidade devido à presença de matéria orgânica, houve uma redução desses valores variando a umidade de compactação do ramo seco ao ramo úmido. Ao constatar também esse efeito em solos finos utilizando o método de saturação por percolação, Lambe (1958) explica que, no ramo seco, a estrutura é floculada, tendo orientação aleatória das partículas, maior tamanho dos vazios, menores caminhos verticais de fluxo e, portanto, maiores permeabilidades verticais à água; já no ramo úmido, a estrutura é dispersa, tendo orientação paralela das partículas, menor tamanho dos vazios e caminho vertical de fluxo mais tortuoso, resultando em permeabilidades verticais à água menores.

Devido a essas diferentes estruturas, os materiais compactados no ramo seco podem sofrer maiores variações de grau de saturação que os materiais compactados no ramo úmido. Constata-se também que a redução da energia de compactação resultou em menores pesos específicos secos com aumento das permeabilidades.

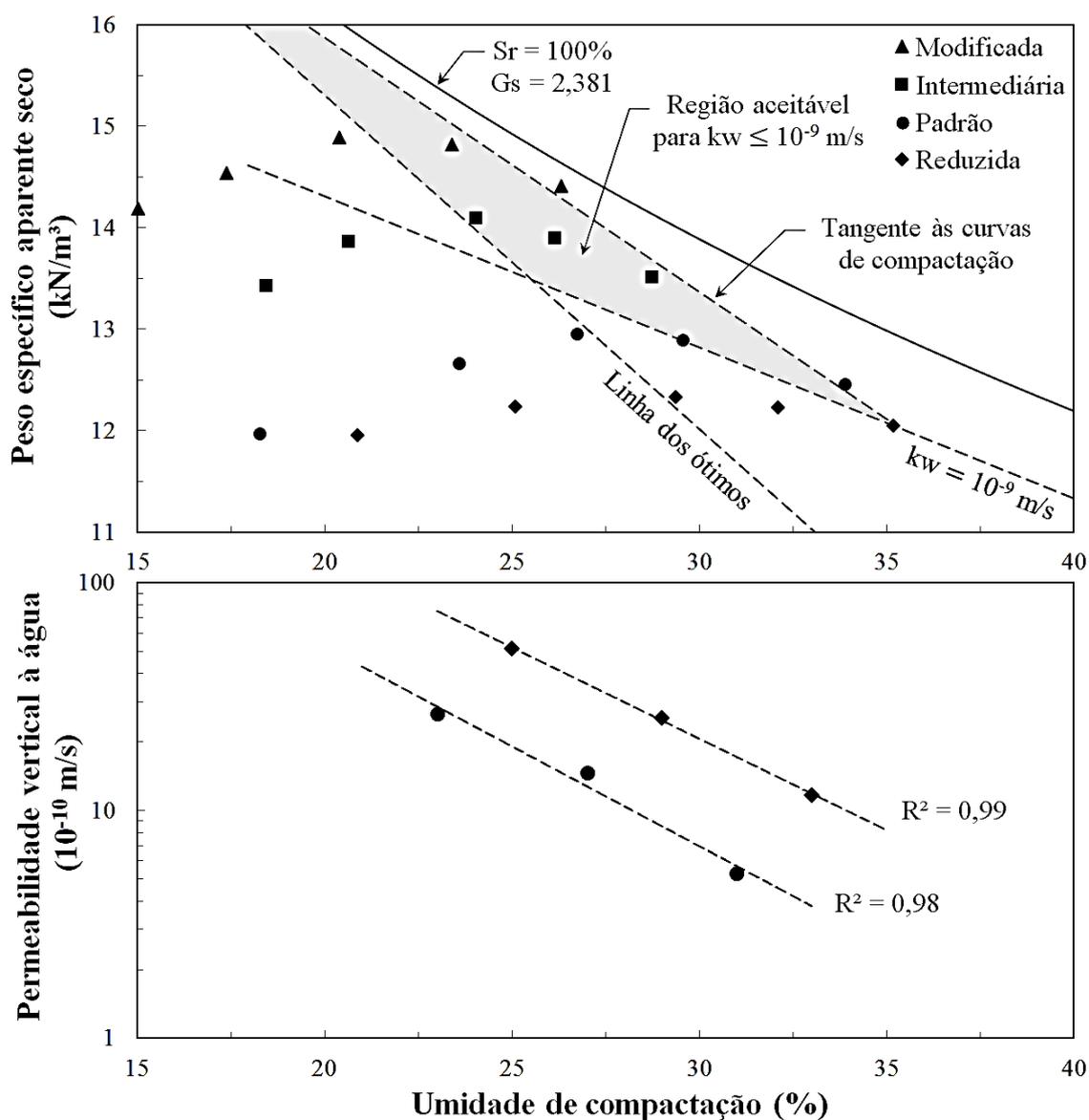
Quanto aos valores atingidos, constata-se que as permeabilidades à água variaram de $3,36 \times 10^{-8}$ m/s no solo puro a $5,32 \times 10^{-10}$ m/s na mistura 1:1 moldada no ramo úmido da energia do Proctor Normal. Benson e Othman (1993) realizaram estudos de permeabilidade à água em composto orgânico compactado na energia do Proctor Normal variando a umidade de compactação. Os autores relataram uma permeabilidade à água mínima atingida de 6×10^{-9} m/s na umidade de compactação de 60%.

Além disso, Bajwa (2012) relatou permeabilidades à água variando a ordem de grandeza de 10^{-7} m/s a 10^{-11} m/s em composto orgânico variando a umidade de compactação de 40% a 107%. Já Puppala et al. (2006) estudou diferentes misturas de um solo predominantemente argiloso com composto orgânico e relatou permeabilidades à água de $1,2 \times 10^{-9}$ m/s a $4,3 \times 10^{-11}$ m/s. Khoshand e Fall (2014) ao estudarem misturas de um solo arenoso a um composto orgânico, relataram permeabilidades variando de $6,09 \times 10^{-10}$ m/s a $1,78 \times 10^{-9}$ m/s em composto orgânico e em mistura de areia e composto (3:1), respectivamente; com as umidades de compactação variando de 17,5% a 40%. Portanto, os resultados deste estudo mostram-se condizentes em ordem de grandeza de permeabilidade com outros estudos da literatura.

No entanto, deve-se adotar alguns critérios de compactação para os valores estarem de acordo com os valores recomendados pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) e outras literaturas - Daniel e Benson (1990), Benson e Othman (1993) e Daniel e Wu (1993) – de modo que sejam menores ou iguais a 10^{-9} m/s para solos de cobertura. Ainda de acordo com os autores, sabe-se que a permeabilidade atingida em campo tende a ser maior que a de laboratório devido às diferentes condições de compactação e características dos

materiais em campo, além de eventuais mudanças de fatores extrínsecos ao longo do tempo como erosão, crescimento de vegetação, efeitos higrotérmicos, dentre outros; e fatores intrínsecos tais como o processo de compressibilidade da biocobertura ao longo do tempo, resultando em redução dos vazios e alterando a permeabilidade.

A Figura 61 mostra a região aceitável de compactação para atender aos critérios recomendados de permeabilidade vertical à água de uma camada de cobertura. Observa-se que é necessário compactar a mistura 1:1 com grau de compactação mínimo de 104% em relação ao ensaio Proctor Normal ou de 92% em relação ao ensaio com energia intermediária adotada, resultando em grau de saturação mínimo de 79% e porosidade aerada máxima de 9%.

Figura 61 - Região aceitável para permeabilidade à água menor ou igual a 10^{-9} m/s

Fonte: O Autor (2020).

Porém, sabe-se que a oxidação do metano nas biocoberturas é função da presença do oxigênio da atmosfera, sendo o grau de saturação e a porosidade aerada fatores determinantes para que isso ocorra. Scheutz et al. (2009) afirmam que em altos teores de umidade, o gás oxigênio precisa ser dissolvido na fase líquida; porém, a difusão do gás oxigênio na fase líquida é cerca de 10^4 vezes menor que a difusão na fase gasosa. Com isso, há diminuição dos processos de troca gasosa e, por conseguinte, redução das taxas de oxidação do gás metano devido à falta de oxigênio e oclusão dos gases, conforme Cabral et al. (2010).

Além disso, a condição inicial de compactação no ramo úmido - de acordo com estudos de Brooks e Corey (1966), Nagaraj et al. (2006) e Jucá e Maciel (2006) - reduz a permeabilidade ao ar em torno de 10^3 a 10^4 vezes. Portanto, os estudos de permeabilidade ao ar mostram-se também necessários para a definição das zonas aceitáveis de compactação.

4.4 PERMEABILIDADE AO AR

O presente subtópico apresenta e discute os resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar levando em consideração requisitos e critérios para biocoberturas.

Biocoberturas de depósitos de resíduos sólidos urbanos precisam ser compactadas de modo a garantir faixas de permeabilidade ao ar suficientes para controle de fluxo e oxidação do gás metano ao longo do tempo. A Tabela 23 mostra os valores de permeabilidade ao ar para os 8 corpos de prova estudados, de modo que esses resultados foram obtidos pela adaptação da lei de Darcy para fluidos compressíveis adotada por Ignatius (1999).

Tabela 23 - Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar em permeâmetro de parede flexível

Material	Energia (kJ/m ³)	γ_d (kN/m ³)	w_i (%)	Sr_i (%)	e_0	θ_a (%)	K_{ai} (m ²)	K_a (m/s)
Solo	585 (Padrão)	16,9	16 (wót)	76,66	0,545	8,23	$4,14 \times 10^{-14}$	$2,60 \times 10^{-8}$
Mistura 3:1	585 (Padrão)	15,2	22 (wót)	85,47	0,643	5,69	$1,06 \times 10^{-14}$	$6,69 \times 10^{-9}$
Mistura 1:1	585 (Padrão)	13	27 (wót)	77,31	0,832	10,30	$1,00 \times 10^{-13}$	$6,31 \times 10^{-8}$
Mistura 1:1	585 (Padrão)	12,6	23 (wót - 4%)	61,55	0,890	18,10	$4,40 \times 10^{-13}$	$2,77 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	585 (Padrão)	12,8	31 (wót + 4%)	85,81	0,860	6,56	$4,71 \times 10^{-16}$	$2,96 \times 10^{-10}$
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	12,2	25 (wót - 4%)	62,55	0,952	18,26	$6,30 \times 10^{-13}$	$3,96 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	12,3	29 (wót)	73,79	0,936	12,67	$1,54 \times 10^{-13}$	$9,65 \times 10^{-8}$
Mistura 1:1	338 (Reduzida)	12,2	33 (wót + 4%)	82,57	0,952	8,50	$1,00 \times 10^{-15}$	$6,29 \times 10^{-10}$

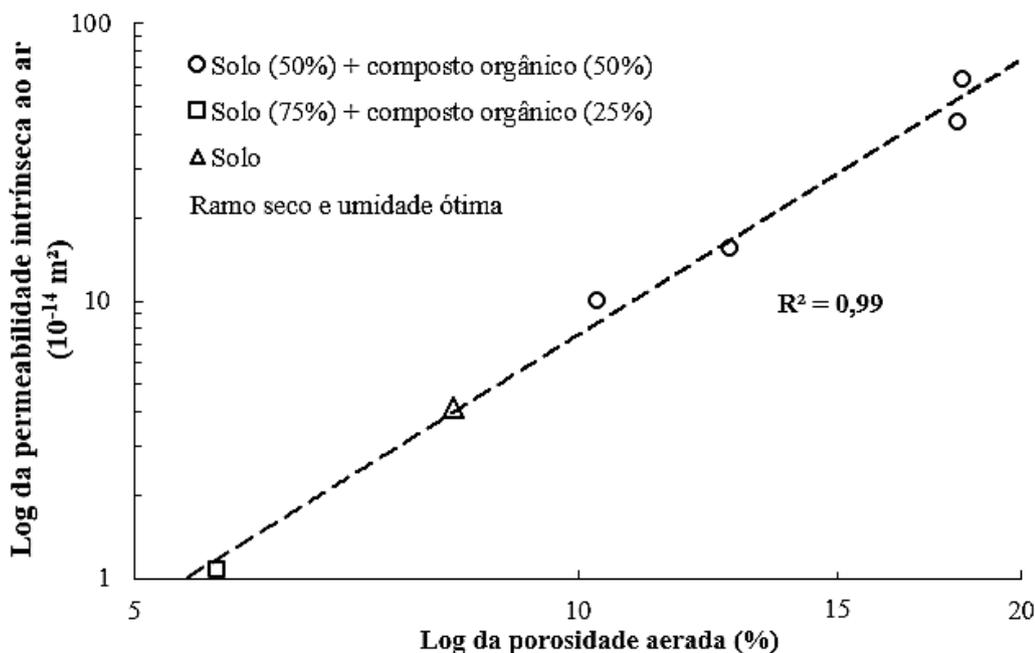
Fonte: O Autor (2020).

Legenda: γ_d = peso específico aparente seco; w_i = umidade de compactação; Sr_i = grau de saturação inicial de compactação; e_0 = índice de vazios inicial de compactação; θ_a = porosidade aerada; k_{ai} = permeabilidade intrínseca ao ar; k_a = permeabilidade ao ar.

Analisando os diferentes materiais compactados nas umidades ótimas da energia padrão, pode-se notar que houve uma redução da permeabilidade ao ar do solo ao incrementar 25% de composto orgânico (mistura 3:1), porém houve um aumento ao incrementar 50% de composto orgânico (mistura 1:1). Portanto, a presença de matéria orgânica não deve ser analisada individualmente. No entanto, foi possível correlacionar a permeabilidade intrínseca ao ar com as respectivas porosidades aeradas para as amostras compactadas na linha dos

ótimos e no ramo seco, conforme Figura 62. Essas correlações também foram relatadas por van Verseveld e Gebert (2020), Martínez et al. (2016), Poulsen et al. (2008) e Didier et al. (2000).

Figura 62 - Correlação entre porosidade aerada e permeabilidade intrínseca ao ar para o ramo seco e a linha dos ótimos



Fonte: O Autor (2020).

Gebert et al. (2011) afirmam que o transporte de gás no solo está relacionado com a porosidade aerada, a tortuosidade e a conectividade do sistema de poros. Os autores ainda afirmam que abaixo de valores de 10% de porosidade aerada, a difusividade é muito baixa devido à descontinuidade dos poros aerados (maior presença de ar ocluso na matriz do solo). Além disso, os autores sugerem que os solos destinados a serem utilizados como biocoberturas devem manter uma porosidade aerada mínima de 14%, aplicando-se uma energia de compactação adequada. Ignatius (1999) verificou valores nulos de permeabilidade ao ar em amostras compactadas de solo silto arenoso com porosidades aeradas entre 8% e 11%. Já Mariano (2008), ao analisar o mesmo parâmetro, observou grande decréscimo do fluxo de gás entre os valores 9% e 13% em amostras de solos arenosos e argilosos compactados. Sharma e Poulsen (2009) verificaram que valores de porosidade aerada abaixo de 12% resultavam em fluxo de gás nulo devido a descontinuidade de ar nos poros de composto orgânico de podas de jardinagem. Huber-Humer et al. (2009) propõem uma porosidade aerada mínima de 25% para biocoberturas constituídas de diferentes tipos de compostos orgânicos puros. Tim (1993) relatou que as taxas máximas de consumo de

oxigênio em compostos orgânicos são atingidas quando os valores de porosidade aerada estão entre 20% e 35%.

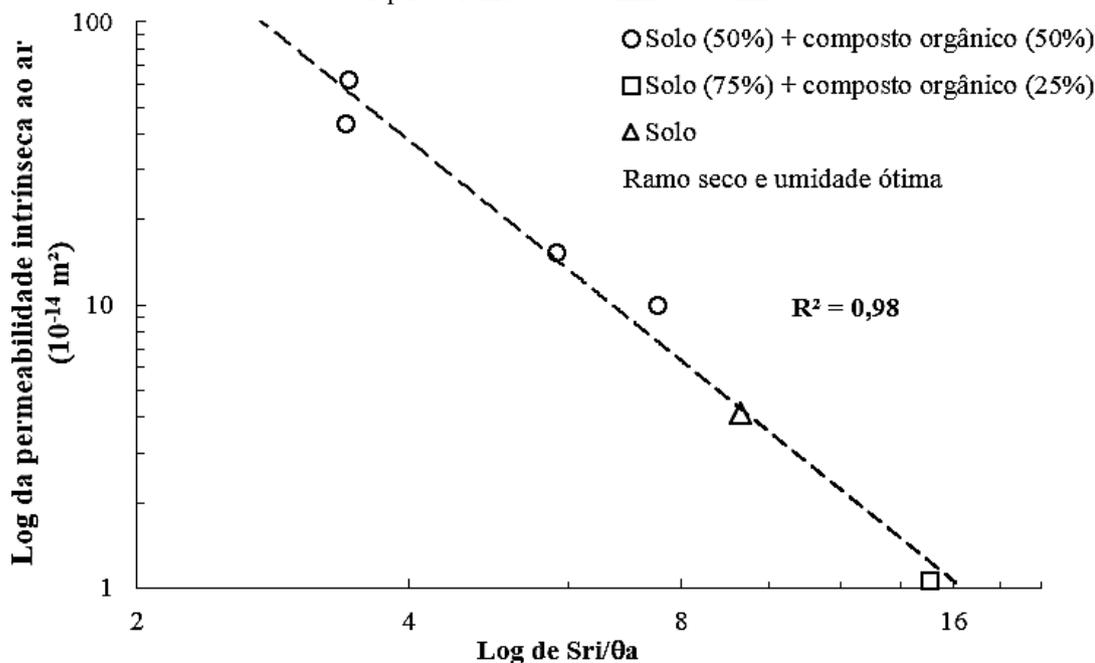
Além disso, Huber-Humer et al. (2008) no “guia para camadas de oxidação de metano” recomendam que a permeabilidade intrínseca ao ar dos materiais utilizados em biocoberturas seja, no mínimo, igual a $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$. Analisando o gráfico da Figura 62, esse valor é garantido para porosidades aeradas maiores ou iguais a 17%. Portanto, além do fluxo ser praticamente nulo nas amostras compactadas no ramo úmido – porosidades aeradas abaixo de 8,5% - é necessário garantir uma porosidade aerada mínima de 17% no ramo seco ou na linha dos ótimos.

Com relação ao grau de saturação, constata-se que o fluxo de ar foi praticamente nulo para graus de saturação maiores que 82%. De acordo com Poulsen et al. (2008), os valores da permeabilidade ao ar no ramo úmido são muito sensíveis a qualquer variação das propriedades dos materiais e, portanto, com maiores incertezas para realizar a previsão. Esse efeito decorre da prevalência de ar ocluso em solos compactados no ramo úmido, sendo relatado também por Brooks e Corey (1966) e Nagaraj et al. (2006) em graus de saturação acima de 85%.

Porém, ao ser levado em conta o potencial de oxidação de metano, Roncato et al. (2010) estudaram a influência do grau de saturação no comportamento de biocoberturas de composto orgânico e areia. Em laboratório, os autores constataram eficiência mínima de oxidação do metano em grau de saturação de 63% e eficiência máxima em grau de saturação de 45%; enquanto que em testes de campo, a eficiência mínima ocorreu em grau de saturação de 70%, valor menor que 85% reportado por Brooks e Corey (1966) e Nagaraj et al. (2006). Porém, Cabral et al. (2010) observou em estudos de campo com mistura de composto orgânico e areia que os graus de saturação variaram em torno de 58% a 80%, sem haver correlações com a eficiência de oxidação.

Para estudar o efeito do grau de saturação, foi plotado o gráfico da Figura 63, que mostra a correlação entre o grau de saturação inicial (S_{ri}), a porosidade aerada (θ_a) e a permeabilidade intrínseca ao ar.

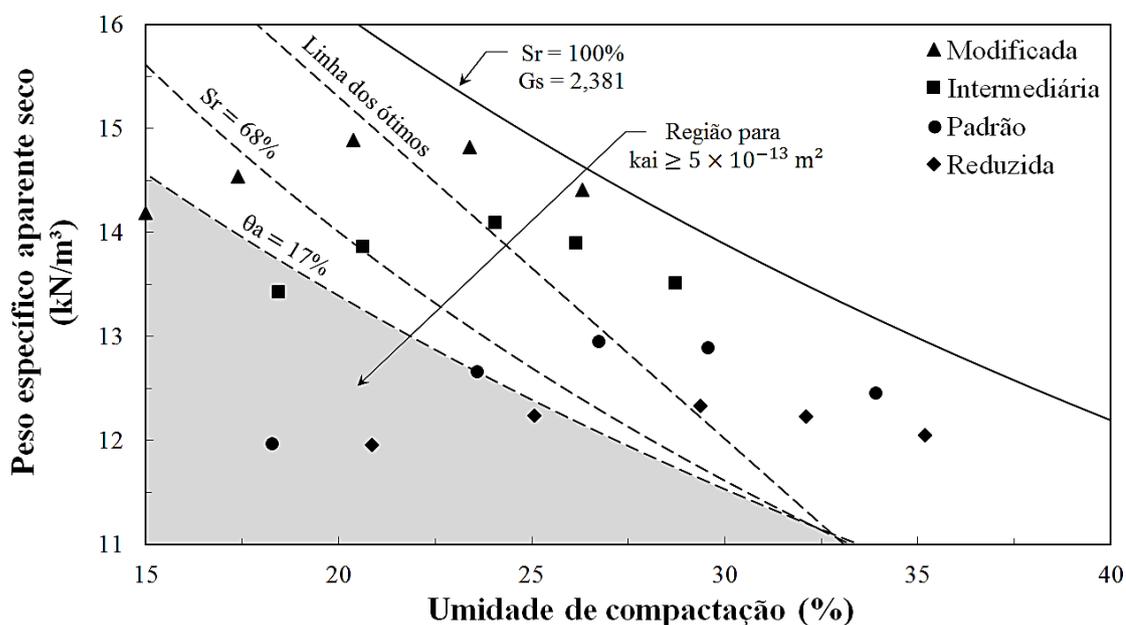
Figura 63 - Correlação entre razão do grau de saturação inicial e porosidade aerada e permeabilidade intrínseca ao ar para o ramo seco e a linha dos ótimos



Fonte: O Autor (2020).

Do acordo com o gráfico, a permeabilidade intrínseca ao ar mínima de $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, conforme Huber-Humer et al. (2008), é atingida quando a razão entre a saturação e a porosidade aerada é aproximadamente 4. Considerando uma porosidade aerada de 17%, o grau de saturação máximo seria de 68%. Ao analisar o gráfico da Figura 64, é possível verificar o atendimento dessa condição para a mistura 1:1 compactada no ramo seco.

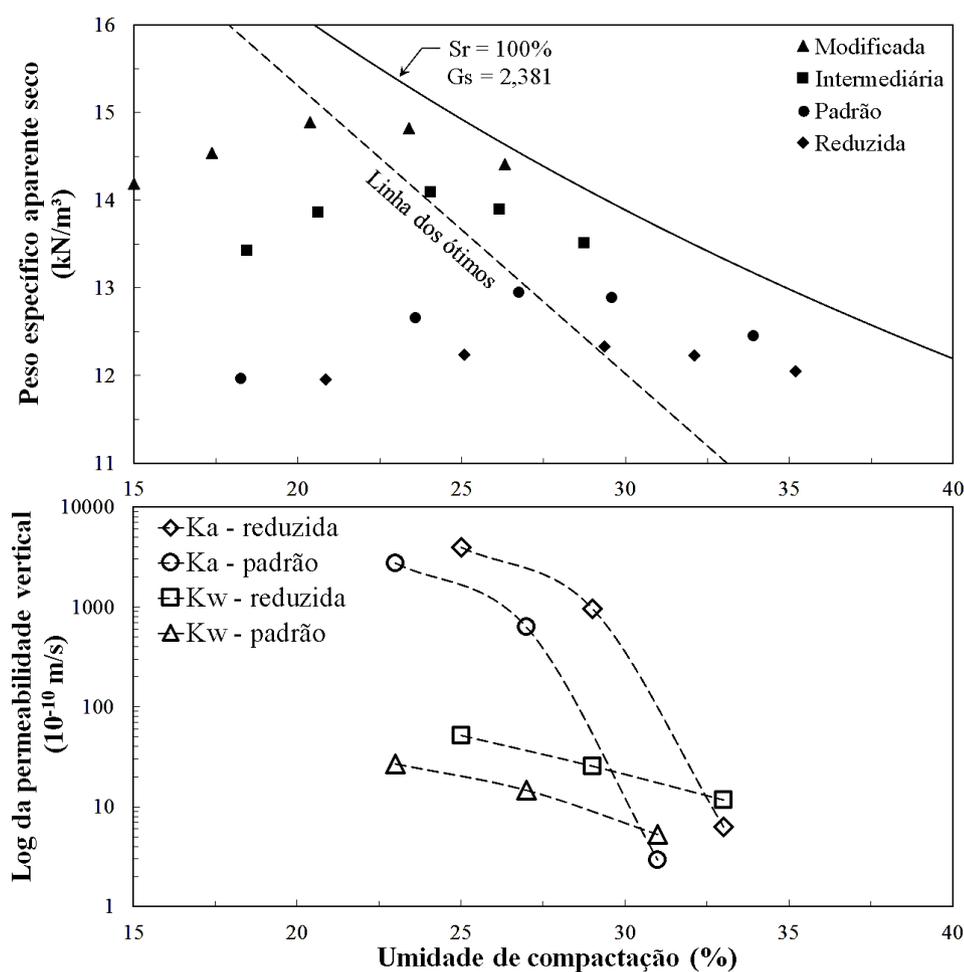
Figura 64 - Região de compactação da mistura 1:1 para permeabilidade intrínseca ao ar mínima de $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, de acordo com Huber-Humer et al. (2008)



Fonte: O Autor (2020).

Conforme a Tabela 23, a variação da umidade de compactação na mistura 1:1 do ramo seco ao ramo úmido causou um decréscimo da permeabilidade ao ar de três ordens de grandeza, como pode-se observar na Figura 65, que mostra a variação dos valores de permeabilidade ao ar e à água variando a umidade de compactação. Constata-se também que a redução da energia de compactação causa aumento da permeabilidade devido a mudanças na estrutura do material com redução do peso específico seco e aumento da porosidade aerada.

Figura 65 - Permeabilidades ao ar e à água da mistura 1:1 com variações das energias e das umidades de compactação



Legenda: k_a = permeabilidade vertical ao ar; k_w = permeabilidade vertical à água.

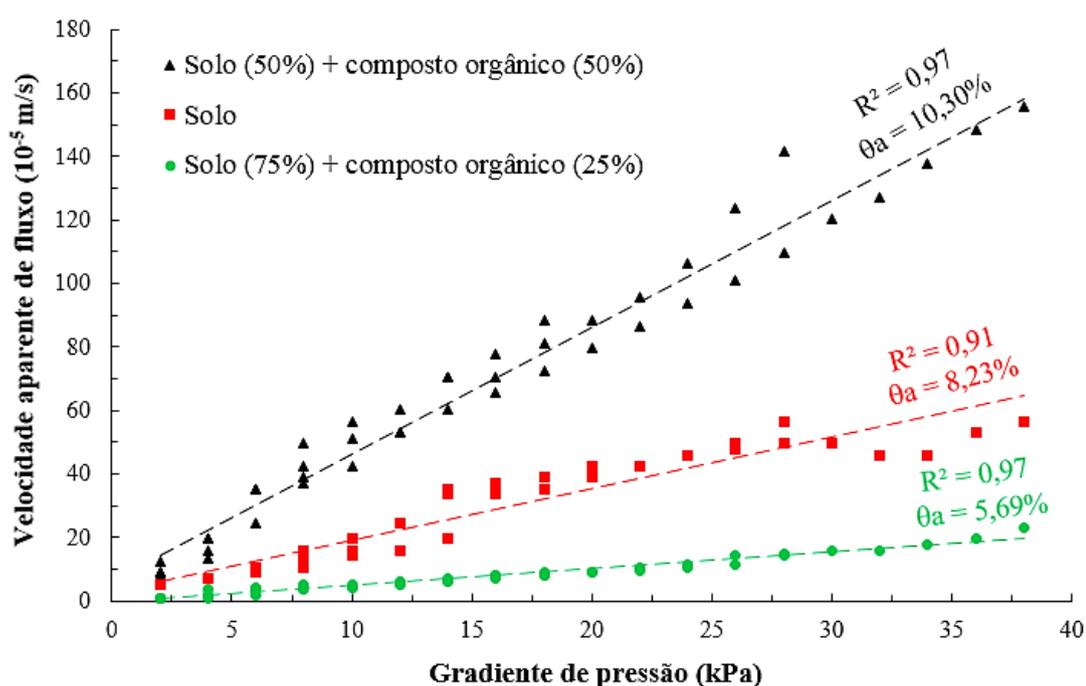
Fonte: O Autor (2020).

Estes resultados mostram-se compatíveis com Barden e Pavlakis (1971), que relataram o decréscimo da permeabilidade ao ar em três ordens de grandeza para solo argiloso variando a umidade de compactação de 14% a 23%. Jucá e Maciel (2006) constataram, em solo argiloso, redução de quatro ordens de grandeza da permeabilidade ao ar variando a umidade de compactação de 10% a 24%. Rajesh et al. (2016) relataram redução na permeabilidade intrínseca ao ar de $1,57 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ a $9,68 \times 10^{-16} \text{ m}^2$ variando a umidade de compactação de

14,7% a 20,7% em solo argilo-arenoso. Moon et al. (2008) estudaram os efeitos das mesmas energias de compactação (padrão e reduzida) deste estudo em silte arenoso; sendo observadas variações de uma ordem de grandeza para as amostras compactadas no ramo seco e umidade ótima.

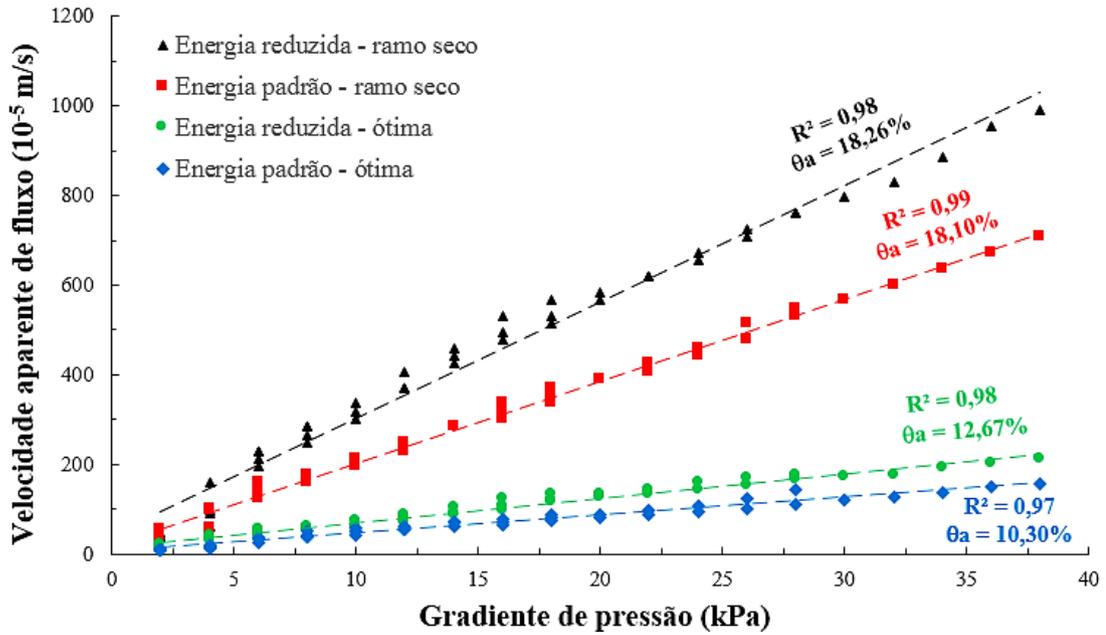
Além disso, os ensaios foram executados para as tensões confinantes de 10 kPa, 20 kPa, 30 kPa e 40 kPa – tensões médias de uma camada de cobertura, conforme Rajesh e Viswanadham (2011) – variando os gradientes de pressão de 2 kPa a 38 kPa. Nota-se que o aumento dos gradientes de pressão provocou aumento dos fluxos de ar nas amostras compactadas na linha dos ótimos e no ramo seco, podendo ser verificada e validada a lei de Darcy nessas condições, conforme Figuras 66 e 67.

Figura 66 - Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para os materiais nas umidades ótimas da energia do Proctor Normal



Fonte: O Autor (2020).

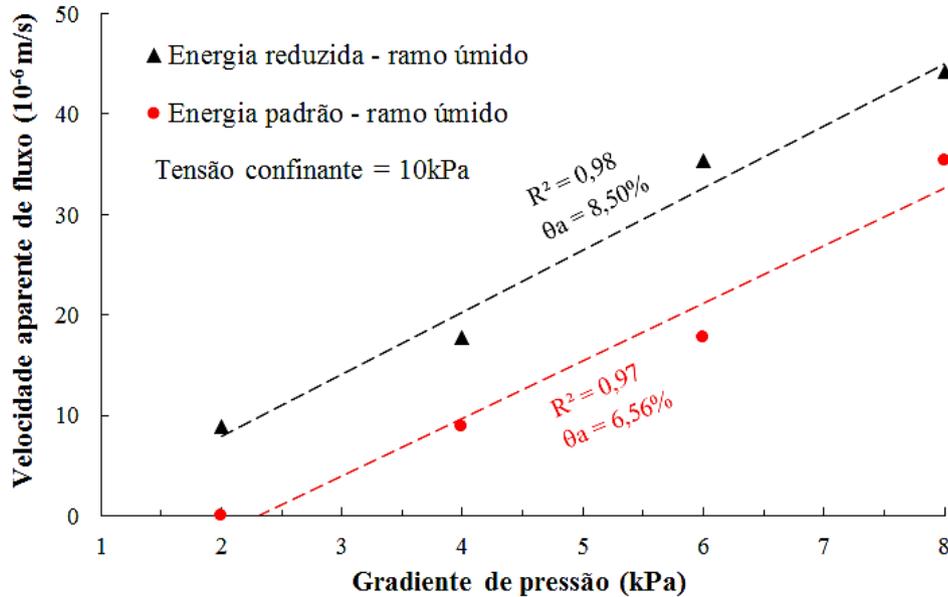
Figura 67 - Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para a mistura 1:1 no ramo seco e na umidade ótima



Fonte: O Autor (2020).

No ramo úmido, a relação linear entre gradiente de pressão e fluxo de ar existiu apenas na tensão confinante de 10 kPa. Portanto, as amostras compactadas no ramo úmido foram mais sensíveis às variações de tensão confinante de 10 kPa a 40 kPa em relação às demais amostras.

Figura 68 - Verificação da linearidade entre velocidade de fluxo e gradiente de pressão para a mistura 1:1 no ramo úmido



Fonte: O Autor (2020).

Barden e Pavlakis (1971) constataram esse efeito em uma argila compactada. Os autores afirmam que essa redução da permeabilidade é atribuída ao efeito da compressibilidade das amostras resultando em oclusão do ar e sucções próximas a zero. Rouf et al. (2016) ao estudarem esse efeito em geocompostos bentoníticos, relataram efeitos mais pronunciados de tensões confinantes de 2 kPa e 20 kPa na permeabilidade intrínseca ao ar para altas umidades e baixos valores de sucção. Roy e Rajesh (2018) verificaram também esse efeito em uma argila de baixa plasticidade ao realizarem esses ensaios em permeâmetro de parede flexível. Os autores observaram diminuições de uma a duas ordens de grandeza na permeabilidade ao ar variando a tensão confinante de 10 kPa a 100 kPa.

Além de gerar condições adequadas de aeração para o transporte de gases no interior da biocobertura, é necessário garantir atividade microbiana suficiente para ocorrer a oxidação do gás metano, a qual depende das interações microbiológicas com fatores físico-químicos.

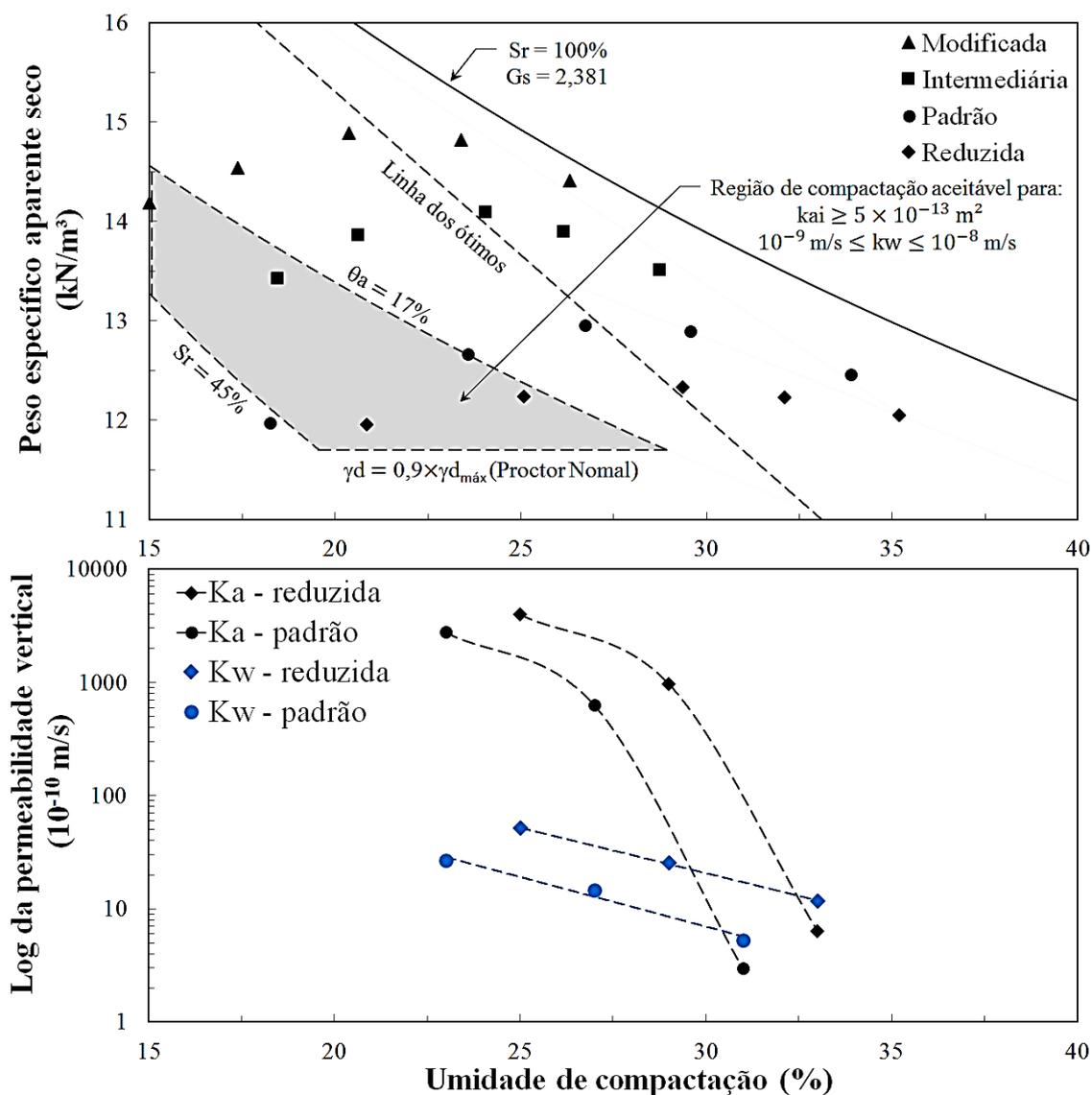
Boeckx e Van Cleemput (1996) reportaram, por meio de estudos laboratoriais em solo areno-argiloso de aterro sanitário, uma taxa máxima de oxidação do gás metano a uma umidade gravimétrica de 15%, sendo a faixa entre 10% e 25% correspondendo a 96% e 86% da taxa máxima, respectivamente, com temperaturas ótimas entre 25°C e 30°C. Bender e Conrad (1995), ao estudarem diferentes solos, encontraram faixas de umidade gravimétrica entre 15% a 35% para indução da atividade oxidante das bactérias metanotróficas com temperaturas ótimas entre 25°C e 35°C. He et al. (2011) encontrou umidade ótima de 15% para oxidação do gás metano em argila arenosa, com concentrações ambientes do gás oxigênio (em torno de 20% v/v) mais favoráveis. Einola et al. (2007) estudou material compostado utilizado em cobertura de aterro em climas frios e verificou uma faixa ótima de umidade entre 21% a 28% para temperaturas variando de 1°C a 21°C.

Dessa forma, deve-se compactar o material em uma umidade gravimétrica mínima, considerada neste estudo de 15%, e também a um grau de saturação mínimo de 45%, conforme Roncato et al. (2010). Porém, deve-se também levar em consideração o desempenho do material em campo frente aos ciclos de umedecimento e secagem devido aos efeitos do clima (precipitação e temperatura), de modo a obter as faixas de umidade e potencial de sucção.

Além disso, o controle de compactação em campo deve atender a um grau de compactação mínimo. É comum serem adotados graus de compactação mínimos de 95% em relação ao ensaio Proctor Normal e máximos de 90% em relação ao ensaio Proctor Modificado, sendo a umidade de compactação especificada de acordo com cada obra de engenharia geotécnica. Porém, camadas de cobertura finais podem não alcançar níveis altos de energia de compactação em taludes, bermas e platôs devido a condicionantes locais como

compressibilidade e resistência da massa de resíduos aterrada, inclinação dos taludes e maquinário utilizado. Portanto, adotou-se um grau de compactação mínimo de 90% em relação ao ensaio Proctor Normal, considerado por Mundell e Bailey (1985) o ensaio com máxima energia alcançada em coberturas finais. A Figura 69 mostra a região aceitável de compactação baseada nos critérios adotados.

Figura 69 - Região aceitável de compactação da mistura 1:1 baseada em critérios de aeração mínima e fluxo de água máximo



Fonte: O Autor (2020).

Como pode ser observado, não foi possível obter o critério padrão de permeabilidades à água menores que 10^{-9} m/s para aterros de resíduos sólidos urbanos não perigosos. No entanto, os valores resultaram entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s , que estão de acordo com NBR 13896 (ABNT, 1997), IBAM (2001) e as normativas dos Estados Unidos e Itália – conforme Cossu e Stegman (2018) - que mostram valores máximos aceitáveis de coeficientes de permeabilidade

à água de 5×10^{-7} m/s, 10^{-8} m/s, 10^{-7} m/s e 10^{-8} m/s, respectivamente.

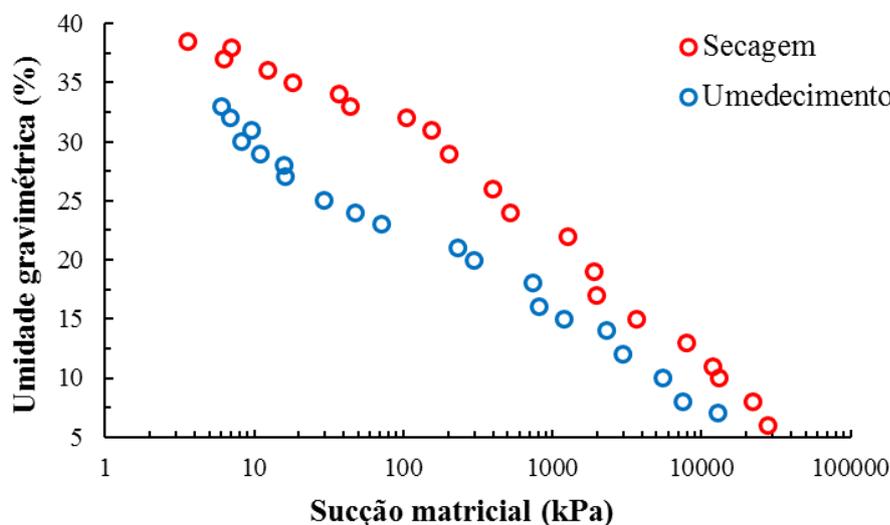
Para alcançar essa região de compactação, uma estimativa das energias de compactação pode ser feita com base nos gráficos da Figura 53 do tópico 4.2 (compactação dos materiais), em caso do material ser compactado no ramo seco com desvio de -4% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal. Com base no grau de compactação mínimo de 90%, a energia mínima a ser alcançada seria aproximadamente 252 kJ/m^3 , correspondendo a cerca de 43% da energia aplicada nesse ensaio. De acordo com Caicedo (2019), a energia aplicada por máquinas de compactação em campo difere da energia aplicada em laboratório e geralmente é muito maior que a energia padrão de laboratório. Ainda segundo o autor, os rolos pé de carneiro aplicam grandes tensões na área de contato com o solo variando de 2 MPa a 6 MPa. Porém, existem modelos de rolos compactadores que aplicam menores tensões no solo, sendo a escolha dependente dos condicionantes locais e financeiros de aquisição.

4.5 CURVAS DE RETENÇÃO DE ÁGUA E FLUXO DE AR E ÁGUA EM BIOCOBERTURA

O presente subtópico apresenta e discute os resultados dos ensaios de curva de retenção de água nas trajetórias de umedecimento e secagem e as análises das previsões dos fluxos de ar e água da mistura 1:1 compactada no ramo seco com desvio de -4% da umidade ótima da curva do ensaio Proctor Reduzido.

Como visto no tópico 4.4 (permeabilidade ao ar), foi constatada para a mistura 1:1 a região aceitável de compactação atendendo a uma permeabilidade inicial à água entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s e uma permeabilidade intrínseca ao ar maior que $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$. Com isso, adotou-se compactar a amostra na energia do ensaio Proctor Reduzido com umidade gravimétrica de compactação igual a 25% e peso específico aparente seco de $12,20 \text{ kN/m}^3$, uma vez que esse cenário gera maiores permeabilidades iniciais ao ar e à água, além de ser o mais próximo das energias de compactação alcançadas em campo. Os resultados dos ensaios de umedecimento e secagem são mostrados na Figura 70.

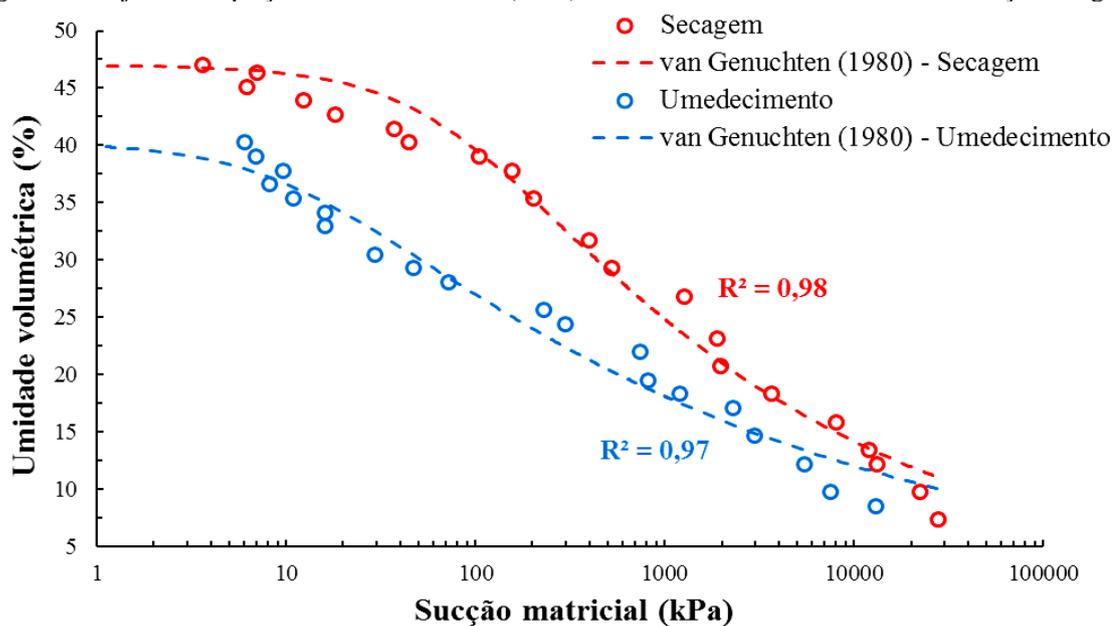
Figura 70 – Resultados dos ensaios de curva de retenção de água da mistura 1:1 compactada no ramo seco com desvio de -4% da umidade ótima da curva do Proctor Reduzido



Fonte: O Autor (2020).

Nota-se que os valores de sucção matricial variaram de 3 kPa a 28000 kPa e as umidades gravimétricas variaram de 6% a 38%. Esses valores possuem semelhança com os valores obtidos por Gomes (2018), Santos (2015) e Lopes (2011), que estudaram diferentes misturas de solo coletado no mesmo local que este estudo com diferentes tipos de compostos orgânicos. A Figura 71 mostra a equação de van Genuchten (1980) ajustada aos valores de secagem e umedecimento. Já os valores dos parâmetros obtidos das curvas podem ser vistos na Tabela 24, sendo o coeficiente de determinação (R^2) adotado para descrever a eficiência desses ajustes.

Figura 71 – Ajuste da equação de van Genuchten (1980) aos valores do ensaio de curva de retenção de água



Fonte: O Autor (2020).

Tabela 24 – Parâmetros obtidos por meio dos ajustes do modelo de van Genuchten (1980)

Parâmetros dos ensaios	Trajetória do ensaio	
	Umedecimento	Secagem
θ_s (%)	40,26	46,97
θ_r (%)	0	0
α (kPa ⁻¹)	0,089	0,013
n	1,178	1,247
m	0,151	0,198
R ²	0,97	0,98

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: θ_s = umidade volumétrica na saturação (%); θ_r = umidade volumétrica residual (%); α , n e m = parâmetros do modelo de van Genuchten (1980); R² = coeficiente de determinação ou de eficiência adotado.

É possível verificar por meio das curvas de secagem e umedecimento do material que há diferentes valores de teor de umidade na saturação. De acordo com Leroueil e Hight (2013), quando o umedecimento de um determinado solo é relativamente rápido, uma parcela do ar permanece oclusa e a curva de umedecimento tende a atingir um valor máximo de grau de saturação menor que 100%, também chamado de grau de saturação na submersão. Porém, com o tempo e a depender do caso, pode ocorrer a difusão desse ar ocluso através da água e o grau de saturação pode aumentar progressivamente a 100%.

Nota-se também que há uma influência da compactação na curva de retenção de água. Ainda de acordo com Leroueil e Hight (2013), o valor da sucção de entrada de ar pode chegar a ser cerca de 7 vezes menor no ramo seco em relação ao ramo úmido da curva de compactação em razão do maior tamanho dos poros no ramo seco (macroporos) em relação ao ramo úmido (microporos).

O valor da sucção de entrada de ar na secagem foi cerca 50 kPa. Esse valor pode ser atribuído à maior quantidade de materiais granulares e fibrosos provenientes do composto orgânico e da compactação no ramo seco da curva com menor energia de compactação e presença de macroporos.

Santos (2015), ao estudar solo do mesmo aterro sanitário deste estudo, verificou valor de sucção matricial de entrada de ar de 60kPa a uma umidade gravimétrica de 37% de uma mistura 1:1, em volume, do solo com composto orgânico derivado de resíduos de podas de árvores trituradas com a adição de lodo de esgoto, compactado em um peso específico aparente seco de 13,60kN/m³ e umidade ótima de 28%.

Dilrukshi et al. (2015) constataram valores de entrada de ar entre 0,1 kPa e 10 kPa para misturas de areia siltosa de aterro sanitário com três tipos de composto orgânico derivados de resíduos alimentares, lodo de esgoto e resíduos agrícolas. Inclusive, Bajwa (2012) também verificou valores baixos de sucção de entrada de ar em torno de 0,3 kPa ao realizar medições em ensaio de coluna em laboratório com composto orgânico.

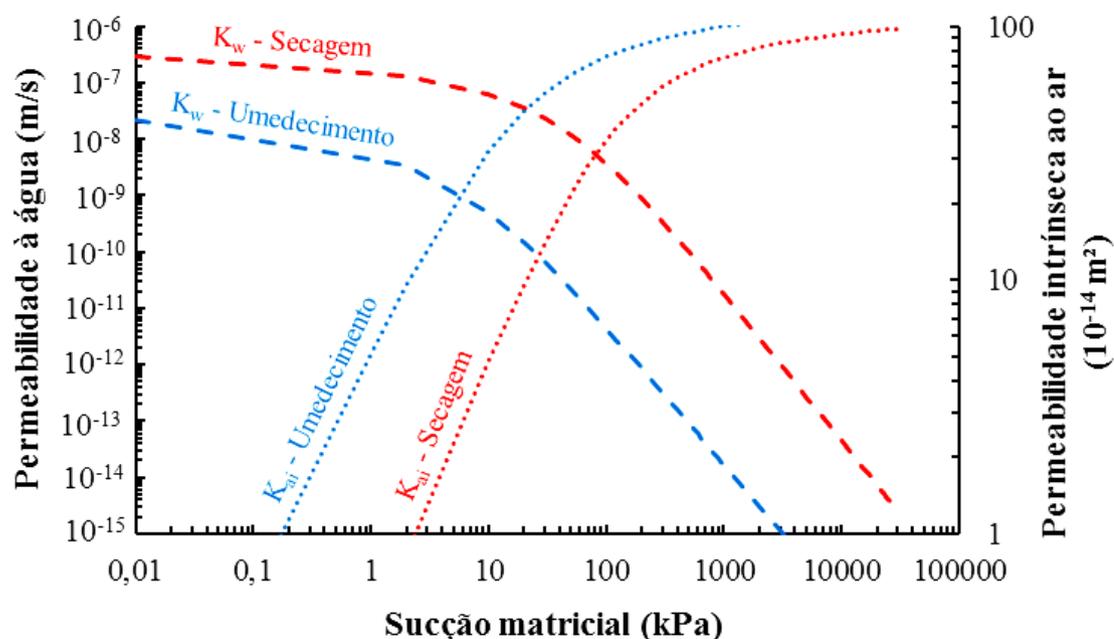
Jalilzadeh (2019) compactou misturas de solo e composto orgânico em três pesos específicos secos diferentes e constatou, por meio da curva de retenção de água, que os valores de sucção de entrada de ar variaram entre 1 kPa e 10 kPa. Além disso, Marinho e Teixeira (2013) evidenciaram valor de sucção de entrada de ar menor que 10 kPa em amostra indeformada de silte arenoso utilizado em cobertura de aterro sanitário.

Por outro lado, Maciel (2003), ao estudar o solo da mesma região do aterro sanitário deste estudo, constatou valores de entrada de ar entre 2000 kPa e 3000 kPa para amostras compactadas no ramo seco, umidade ótima e ramo úmido. Além do mais, Marinho et al. (2001) verificaram valor de 600 kPa na entrada de ar de amostra compactada de solo também do aterro sanitário da Muribeca.

Como visto no ensaio de permeabilidade à água no tópico 4.3, essa amostra da mistura 1:1, compactada com desvio de -4% da umidade ótima da curva do ensaio Proctor Reduzido, foi ensaiada a um grau de saturação de 83,28%. Portanto, ao realizar o ajuste da função permeabilidade à água pelo modelo de van Genuchten (1980) considerando essa saturação final atingida no ensaio com valor de permeabilidade à água de $5,14 \times 10^{-9}$ m/s, estima-se que a permeabilidade saturada à água na trajetória de secagem seja de $3,76 \times 10^{-7}$ m/s, enquanto que a permeabilidade à água máxima na trajetória de umedecimento é de $4,37 \times 10^{-8}$ m/s.

Esses resultados são compatíveis com os resultados constatados por Santos (2015), Oliveira (2013) e Lopes (2011) ao realizarem ensaios de permeabilidade à água em laboratório e campo obtendo valores entre 10^{-6} m/s e 10^{-8} m/s para biocoberturas. A Figura 72 mostra os gráficos obtidos por esses ajustes relacionando permeabilidade ao ar e à água e sucção matricial ao longo das trajetórias de umedecimento e secagem.

Figura 72 – Estimativa dos fluxos de ar e água em função da sucção matricial pelo modelo de van Genuchten (1980)



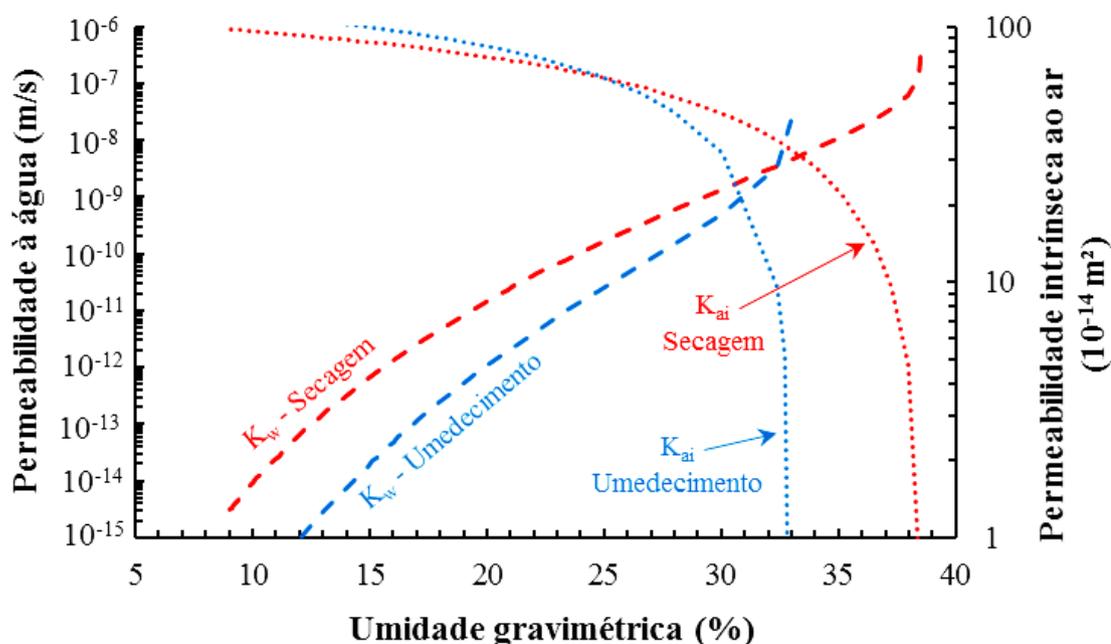
Fonte: O Autor (2020).

Legenda: K_w = permeabilidade à água; K_{ai} = permeabilidade intrínseca ao ar.

Verifica-se que o aumento da sucção matricial ocasiona elevação do coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar e decréscimo do coeficiente de permeabilidade à água. Diante disso, no que diz respeito aos valores de campo, Marinho e Teixeira (2013) verificaram valores de sucção matricial de amostras de solo de cobertura variando entre 48 kPa e 531 kPa. No entanto, Alam et al. (2019) evidenciaram valores de sucção matricial em campo entre 10 kPa e 2000 kPa em uma camada de cobertura de silte argiloso em época de alta insolação.

Portanto, nota-se também que é necessário realizar o estudo das condições climatológicas do local a ser empregada a camada de cobertura de modo a obter as faixas de potencial de sucção em campo e, em seguida, realizar uma melhor previsão das faixas de permeabilidade à água e ao ar. Também é possível analisar a relação entre permeabilidade ao ar e à água e umidade gravimétrica ao longo das trajetórias de umedecimento e secagem, de acordo com a Figura 73.

Figura 73 – Estimativa dos fluxos de ar e água em função da umidade gravimétrica pelo modelo de van Genuchten (1980)



Legenda: K_w = permeabilidade à água; K_{ai} = permeabilidade intrínseca ao ar.

Fonte: O Autor (2020).

Ao considerar a umidade gravimétrica mínima de 15%, conforme tópico 4.4, verifica-se que para o atendimento aos critérios de fluxo de ar e água em biocoberturas, os valores de umidade gravimétrica devem estar na faixa de 15% a 29%, que correspondem a permeabilidades à água menores que 10^{-9} m/s e permeabilidades intrínsecas ao ar entre 5×10^{-13} m² e 10^{-12} m².

Vale lembrar que esse método é uma forma simplificada, de maneira que, para uma melhor estimativa, deve-se levar em consideração os caminhos preferenciais de fluxo de gases e líquidos em campo (presença de vegetação, erosões, anisotropia da camada, etc.), o balanço hídrico no local (precipitação, evapotranspiração, etc.) e aplicar aproximações numéricas a modelos matemáticos mais detalhados, tais como o modelo de Richards (RICHARDS, 1931) para fluxo em regime transiente.

Por outro lado, esses valores de permeabilidade intrínseca ao ar mostram-se semelhantes aos resultados constatados por Marinho e Teixeira (2013) em amostras indeformadas de camada de cobertura de aterro sanitário. Além do mais, ao realizar monitoramento de biocobertura executada em célula experimental do Aterro Sanitário da Muribeca, Lopes (2011) constatou umidades gravimétricas variando entre 15% a 40% (períodos secos e chuvosos) a uma profundidade média de 20 centímetros de uma mistura de solo desta região com composto orgânico nas proporções volumétricas de 1:1.

Ainda de acordo com os estudos de Lopes (2011), a autora evidenciou valores de permeabilidade não saturada na biocobertura medidos em campo entre 10^{-10} m/s e 10^{-8} m/s ao variar o grau de saturação de 60% a 85%. Destaca-se que neste estudo a mistura 1:1 compactada com peso específico aparente seco de $12,20 \text{ kN/m}^3$ teve valor de permeabilidade não saturada de $5,14 \times 10^{-9}$ m/s a um grau de saturação de 83,28%.

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

O tópico apresenta as conclusões dos ensaios de compactação, permeabilidade à água e permeabilidade ao ar e as perspectivas futuras da dissertação.

5.1 CONCLUSÕES

O uso de compostos orgânicos pode representar uma alternativa de baixo custo para uso em coberturas ao substituir solos convencionais, que muitas vezes não estão disponíveis em quantidades suficientes no local ou possuem alto custo de aquisição. Além do mais, esses materiais são potencialmente mais promissores na oxidação do gás metano em relação aos solos convencionais de tal maneira a mitigar as emissões à atmosfera e aumentar a venda de créditos de carbono no mercado global.

Neste estudo, notou-se que o acréscimo de composto orgânico ao solo aumentou a quantidade de materiais granulares e reduziu a plasticidade. Esse acréscimo causou também diminuição na densidade seca dos materiais e aumento na umidade ótima devido à maior capacidade de retenção de água, uma vez que o composto orgânico possui uma maior quantidade de materiais leves na composição - fibras originadas de resíduos de frutas, verduras e leguminosas - e um maior teor de umidade inicial devido às características físico-químicas como CTC e matéria orgânica.

Por outro lado, os valores de relação C/N, pH e sólidos voláteis da mistura 1:1 encontram-se nas faixas ideais de oxidação do gás metano propostas por algumas literaturas. Ainda mais, algumas correlações entre as características geotécnicas e físico-químicas foram obtidas em laboratório de modo a contribuir no dimensionamento em campo desses materiais levando em consideração alguns requisitos de oxidação microbológica do gás metano e fluxo de água.

Foi possível notar também que as características geotécnicas da mistura 1:1 como LL, LP, IP e o índice de atividade atenderam aos critérios de pré-dimensionamento recomendados pela literatura para otimização inicial dos materiais em relação ao coeficiente de permeabilidade à água máximo de 10^{-9} m/s.

Sabe-se também que a compactação em obras de terra tem como objetivo aumentar a densidade seca dos materiais com elevação da resistência e redução da compressibilidade e do fluxo de água. Porém, esse efeito pode ser prejudicial para as biocoberturas, pois reduz a aeração e, conseqüentemente, as trocas gasosas da camada compactada com o ar atmosférico e o biogás proveniente dos resíduos sólidos.

Assim sendo, apesar do uso de composto orgânico tornar a camada de cobertura mais compressível e menos resistente, conforme a literatura, deve-se levar em consideração as sobrecargas atuantes nesses locais na análise de viabilidade. Inclusive, este estudo mostrou que a incorporação de composto orgânico ao solo resultou em uma menor dependência da energia de compactação para atingir o peso específico seco desejado em comparação com o solo puro. Isso pode ser benéfico para a área de estudo de biocoberturas, uma vez que promove o uso de equipamentos mais leves para a compactação desses materiais em campo, haja vista eventuais dificuldades nesse processo em razão da inclinação dos taludes e da presença de uma massa de resíduos aterrada com alta compressibilidade e baixa resistência.

Destaca-se também que a geração de lixiviado em depósitos de resíduos sólidos urbanos é função da quantidade de água que percola o sistema de cobertura. Ao utilizar a relação entre umidade de compactação, peso específico aparente seco e permeabilidade à água, observou-se que a mistura 1:1 apresentou permeabilidade à água menor que 10^{-9} m/s no ramo úmido com valores mínimos de grau de saturação e porosidade aerada de 79% e 9%, respectivamente.

Porém, nessa situação, foi possível observar também fluxos de gases praticamente nulos para valores de porosidade aerada abaixo de 8,5% devido à maior oclusão de ar nas amostras e diferenças na estrutura formada na compactação, em conformidade com estudos já citados.

Dessa maneira, considerou-se compactar esse material no ramo seco de modo a seguir um valor recomendado de permeabilidade intrínseca ao ar mínima de 5×10^{-13} m². Com isso, os valores de permeabilidade à água encontraram-se entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s, atendendo aos critérios recomendados por algumas literaturas nacionais e internacionais.

Diante disso, embora o composto orgânico seja utilizado em muitos locais para comércio e distribuição como fertilizante, há também a possibilidade de valorizar esse material ao incorporar em solos para uso em biocoberturas, quando disponível, com outros retornos financeiros. Porém, o uso excessivo desse material pode resultar em problemas devido a diferenças consideráveis de compactação. Dessa maneira, é recomendada a realização de estudos adicionais para determinar as percentagens ótimas desse material orgânico atendendo aos requisitos e critérios de campo como compressibilidade, resistência, fluxo de ar e água e contração. Portanto, o trabalho realizado contribui nos estudos de viabilidade de projetos de biocoberturas para uso em aterros sanitários e encerramento de lixões.

5.2 PERSPECTIVAS FUTURAS

Além dos ensaios complementares realizados nesta pesquisa visando a seleção prévia dos materiais, recomenda-se obter os valores das condutividades térmica e elétrica, tendo em vista o controle das condições de temperatura e umidade para ocorrência de atividade das bactérias metanotróficas e, conseqüentemente, oxidação do gás metano em várias condições climáticas.

Ensaio de incubação (MOP – Methane Oxidation Potential) das amostras a diferentes umidades gravimétricas e temperaturas podem ser realizados com finalidade de obter as faixas ótimas de temperatura e umidade de oxidação do gás metano na mistura 1:1.

Além disso, pode-se realizar ensaios de coluna de oxidação com instrumentação adequada - medição da concentração de gases ao longo da espessura da camada, temperatura, umidade, sucção e deformação - para critério de comparação das amostras compactadas em diferentes energias e espessuras.

Em caso da realização de ensaios MOP e coluna em laboratório, após esses procedimentos é recomendada a realização de ensaios de granulometria, massa específica dos grãos, sólidos voláteis, pH, relação C/N, dentre outros, para analisar possíveis efeitos da oxidação nas propriedades dos materiais.

Estudos de resistência e compressibilidade em laboratório, com adequação das sobrecargas de campo e dos critérios de dimensionamento, podem ser executados de modo a terem seus principais parâmetros levados em consideração em conjunto com os resultados de ensaios de fluxo de ar e água.

Recomenda-se também realizar um estudo como este em diferentes compostos orgânicos originados de resíduos como lodos de esgoto e de estação de tratamento de água para critério de comparação, uma vez que a disponibilidade de materiais em campo pode ser limitada.

Com relação aos estudos de campo, a compactação em aterros experimentais é de suma importância para comparação e validação dos estudos de laboratório. Sabe-se também que as propriedades geotécnicas das biocoberturas com composto orgânico podem sofrer alterações ao longo do tempo devido às diferentes características e aos processos de oxidação do gás metano.

Além do mais, enquanto um aterro sanitário pode gerar quantidades significativas de metano durante 20 a 30 anos, uma biocobertura pode ter funcionamento limitado entre 5 a 10 anos, de acordo com literatura. Portanto, mostra-se necessário estudar o desempenho desses materiais em campo frente aos efeitos mecânicos, higrotérmicos e biológicos.

Por fim, no que diz respeito a essa proximidade com as condições de campo, mostra-se necessária a obtenção das curvas de retenção de água das amostras deste estudo compactadas em diferentes cenários, utilizando a água resultante das precipitações do local de estudo, além de ensaios de permeabilidade ao ar variando a saturação das amostras, com finalidade de validar o melhor modelo matemático e prever as faixas de fluxo de água e ar em razão das diferentes interações com o meio externo.

REFERÊNCIAS

- ABICHOU, T.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Foundry Green Sands as Hydraulic Barriers: Field Study. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. [s.l.], v. 128, n. 3, p. 206-215, 2002.
- ABICHOU, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. **Waste Management**. [s.l.], v. 36, p. 230-240, 2015.
- ABICHOU, T.; MAHIEU, K.; CHANTON, J.; ROMDHANE, M.; MANSOURI, I. Scaling methane oxidation: From laboratory incubation experiments to landfill cover field conditions. **Waste Management**. [s.l.], v. 31, n. 5, p. 978-986, 2011.
- AGENCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Mapa de destinação final dos resíduos sólidos urbanos de Pernambuco - janeiro/2020**. Recife. 2020.
- AHOUGHALANDARI, B.; CABRAL, A. R. Landfill gas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: transient state analysis of several configurations. **Waste Management**. [s.l.], v. 69, p. 298-314, 2017.
- ALAM, M. J. B.; HOSSAIN, M. S.; SARKAR, L.; RAHMAN, N. Evaluation of Field Scale Unsaturated Soil Behavior of Landfill Cover through Geophysical Testing and Instrumentation. **Geo-Congress 2019: Geoenvironmental Engineering and Sustainability**. [s.l.], 2019.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição dos resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D1557 - 12e1**. Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort. West Conshohocken. 2012.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5084 - 16a**. Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. West Conshohocken. 2016.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5298 - 16**. Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper. West Conshohocken. 2016.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D698 - 12e2**. Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Standard Effort. West Conshohocken. 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo: ABRELPE, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896**. Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13999**. Papel, cartão, pastas celulósicas e madeira – determinação do resíduo (cinza) após a incineração a 525°C. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**. Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6458**. Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459**. Solo – Determinação do Limite de Liquidez. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7180**. Solo - Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**. Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182**. Solo - Ensaio de compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS (ABREN). **2º Webinar ABREN: Biogás, Biometano e WTE**. Disponível em: <https://abren.org.br/page/2/>. Acesso em: 4 mai. 2020.

BAJWA, T. M. **Experimental characterization of the thermal, hydraulic and mechanical (THM) properties of compost based landfill covers**. Dissertação de mestrado em University of Ottawa. Ottawa. Canada. 2012.

BARDEN, L.; PAVLAKIS, G. Air and Water Permeability of Compacted Unsaturated Cohesive Soil. **European Journal of Soil Science**. [s.l.], v. 22, n. 3, p. 302-318, 1971.

BENDER, M.; CONRAD, R. Effect of CH₄ concentrations and soil conditions on the induction of CH₄ oxidation activity. **Soil Biology and Biochemistry**. [s.l.], v. 27, n. 12, p. 1517-1527, 1995.

BENSON, C. H.; ABICHOU, T.; ALBRIGHT, W.; GEE, G.; ROESLER, A. Field Evaluation of Alternative Earthen Final Covers. **International Journal Of Phytoremediation**, [s.l.], v. 3, n. 1, p. 105-127, 2001.

BENSON, C. H.; ZHAI, H.; WANG, X. Estimating Hydraulic Conductivity of Compacted Clay Liners. **Journal Of Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 120, n. 2, p. 366-387, 1994.

BENSON, C. H.; OTHMAN, M. A. Hydraulic and Mechanical Characteristics of a Compacted Municipal Solid Waste Compost. **Waste Management & Research**. [s.l.], v. 11, n. 2, p. 127-142, 1993.

BERNUCCI, L. L. B. **Considerações Sobre o Dimensionamento de Pavimentos Utilizando Solos Lateríticos para Rodovias de Baixo Volume de Tráfego**. 1995. 237 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

BLIGHT, G. E. **Unsaturated Soil Mechanics in Geotechnical Practice**, Leiden, The Netherlands: CRC Press, 2013, 606 p.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O. Methane Oxidation in a Neutral Landfill Cover Soil: Influence of Moisture Content, Temperature, and Nitrogen-turnover. **Journal of Environmental Quality**. [s.l.], v. 25, n. 1, p. 178-183, 1996.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**, 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 248 p.

BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2010.

BRASIL. Secretaria de Defesa Agropecuária. Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos. **Instrução Normativa - SDA nº 3, de 13 de outubro de 2017**. Brasília, DF, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 230 p. 2017.

BROOKS, R. H.; COREY, A. T. Properties of porous media affecting fluid flow. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**. [s.l.], v. 92, p. 61-88, 1966.

BROOKS, R. H.; COREY, A. T. Hydraulic properties of porous media. **Colorado State University Hydrology Paper**. Fort Collins, Colorado, n. 3, 1964.

BUSNELLO, F. J.; KOLLING, D. F.; COSTA, R. D.; MOURA, L. C. pH e granulometria em compostagem de pequena escala com diferentes fontes de resíduos. In: Congresso Brasileiro de Agroecologia, 8. **Anais [...]** CBA. 2013.

CAICEDO, B. **Geotechnics of Roads: Fundamentals**, Leiden, The Netherlands: CRC Press, 2019, 440 p.

CHANDLER, R. J.; CRILLY, M. S.; SMITH, M. G. A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. **Proceedings of the institution of Civil Engineers - Civil Engineering**. [s.l.], v. 92, n. 2, p. 82-89, 1992.

COSSU, R.; MUNTONI, A.; CAPPAL, G. **Tecniche di copertura finale delle discariche e confronto tra alternative**. In: Seminario Internazionale "La progettazione delle nuove discariche e la bonifica di quelle vecchie", Padova, 2000.

COSSU, R.; STEGMANN, R. **Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies**, [s.l.], Elsevier, 2018, 1190 p.

COSTA, M. D. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos**. 2015. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. Water Content-Density Criteria for Compacted Soil Liners. **Journal Of Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 116, n. 12, p. 1811-1830, 1990.

DANIEL, D. E.; TRAUTWEIN, S. J.; BOYNTON, S. S; FOREMAN, D. E. Permeability Testing with Flexible-Wall Permeameters. **Geotechnical Testing Journal**. [s.l.], v. 7, n. 3, p. 113, 1984.

DANIEL, D. E.; WU, Y. Compacted Clay Liners and Covers for Arid Sites. **Journal Of Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 119, n. 2, p. 223-237, 1993.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **DNER-ME 162**. Solo – ensaio de compactação utilizando amostras trabalhadas. Rio de Janeiro, 1994.

DEVER, S.; SWARBRICK, G. E. STUETZ, R. M. **Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system**. NSW Department of Environment, Climate Change and Water, New South Wales, Australia, 71 p. 2010.

DIAZ, L. F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W. **Compost Science and Technology**, Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 2007, 364 p.

DIDIER, G.; BOUAZZA, A.; CAZAUX, D. Gas permeability of geosynthetic clay liners. **Geotextiles And Geomembranes**. [s.l.], v. 18, n. 2, p. 235-250, 2000.

DILRUKSHI, E. A. A.; KAWAMOTO, K.; SAITO, T.; SAKAGUCHI, I.; MOLDRUP, P.; KOMATSU, T. Gas Diffusivity and Thermal Properties of Compost-mixed Soils under Variable Water Saturation. **GSTF Journal of Geological Sciences**. [s.l.], v. 2, n. 1, p. 45-56, 2015.

EINOLA, J. K. M.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. **Soil Biology and Biochemistry**. [s.l.], v. 39, n. 5, p. 1156-1164, 2007.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**, 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017, 573p.

FLEUREAU, J. M.; VERBRUGGE, J. C.; HUERGO, P. J.; CORREIA, A. G.; KHEIRBEK-SAOUD, S. Aspects of the behaviour of compacted clayey soils on drying and wetting paths. **Canadian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 39, n. 6, p. 1341-1357, 2002.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H. **Soil mechanics for unsaturated soils**. 1 ed. New York: John Wiley & Sons, 1993, 486p.

FREDLUND, D. G.; XING, A. Equations for the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 31, n. 4, p. 521-532, 1994.

FREDLUND, D. G.; XING, A.; HUANG, S. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 31, n. 4, p. 533-546, 1994.

GARBO, F.; COSSU, R. **Landfill cover systems - an overview**. In: Proceedings Sardinia 2017/Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium. Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2017.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A. Passive landfill gas emission – Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. **Waste Management**. [s.l.], v. 26, n. 3, p. 245-251, 2006.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER E-M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. **Soil Biology & Biochemistry**. [s.l.], v. 43, n. 9, p. 1759-1767, 2011.

GOMES, G. J. C. **Comportamento de misturas de solo e composto orgânico para dimensionamento de camadas de cobertura de depósitos de resíduos sólidos urbanos**. 2018. 72 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

GUPTA, S. C.; SCHNEIDER, E. C.; LARSON, W. E.; HADAS, A. Influence of Corn Residue on Compression and Compaction Behavior of Soils. **Soil Science Society Of America Journal**. [s.l.], v. 51, n. 1, p. 207-212, 1987.

GURTUG, Y.; SRIDHARAN, A. Compaction Behaviour and Prediction of its Characteristics of Fine Grained Soils with Particular Reference to Compaction Energy. **Soils And Foundations**. [s.l.], v. 44, n. 5, p. 27-36, 2004.

HE, P.; YANG, N.; FANG, W.; LÜ, F.; SHAO, L. Interaction and independence on methane oxidation of landfill cover soil among three impact factors: water, oxygen and ammonium. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**. [s.l.], v. 5, n. 2, p. 175-185, 2011.

HUBER-HUMER, M.; AMANN, A.; BOGOLTE, T.; DOS SANTOS, M.; HAGENAUER, I.; PAULINY, W.; REICHENAUER, T.; WATZINGER, A.; WIMMER, B. **Leitfaden Methanoxidationsschichten**. Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (ÖVA), Wien, 2008.

HUBER-HUMER, M.; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**. [s.l.], v. 29, n. 7, p. 2092-2104, 2009.

HUBER-HUMER, M.; TINTNER, J.; BÖHM, K.; LECHNER, P. Scrutinizing compost properties and their impact on methane oxidation efficiency. **Waste Management**. [s.l.], v. 31, n. 5, p. 871-883, 2011.

HUMER, M.; LECHNER, P. **Design of a Landfill Cover Layer to Enhance Methane Oxidation: Results From a Two Year Field Investigation**. In: Proceedings Sardinia 2001/Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Sardinia, Italy, 2001.

HUSE, K. **Estudo da influência da adição de bentonita em um solo areno-siltoso para uso como cobertura de aterros**. 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

IGNATIUS, S. G. **Fluxo Unidirecional de Gás Através de um Solo Compactado - Determinação Laboratorial dos Parâmetros**. 1999. 337 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 197 p.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). **A Roadmap for closing Waste Dumpsites**. Rotterdam, Netherlands. 2016.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). **Climate Benefits due to Dumpsite Closure: Three case studies**. Rotterdam, Netherlands. 2019.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Geneva, Switzerland, 41 p. 2019.

JALILZADEH, H. **Field Performance and Water Balance Predictions of Evapotranspirative Landfill Biocovers**. Tese de M.Sc. em University of Calgary. Calgary, Canada. 2019.

JUCÁ, J.F.T. **Comportamiento de suelos parcialmente saturados bajo succión controlada**. Tese de Doutorado em Universidad Politécnica de Madrid - E.T.S. de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos. Madrid. Espanha. 1990.

JUCÁ, J. F. T.; MACIEL, F. J. Gas Permeability of a Compacted Soil Used in a Landfill Cover Layer. **Fourth International Conference on Unsaturated Soils**. [s.l.], p. 1535-1546, 2006.

JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J. Permeabilidade ao gás de um solo compactado não saturado. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 4. São José dos Campos, São Paulo. **Anais [...]** REGEO. 1999.

KHOSHAND, A. **Geotechnical and Geoenvironmental Characteristics and Behaviour of Landfill Biocovers**. Tese de Ph.D. em University of Ottawa. Ottawa. Canada. 2014.

KHOSHAND, A.; FALL, M. Geotechnical Characterization of Compost Based Biocover Materials. **Geotechnical And Geological Engineering**. [s.l.], v. 32, n. 2, p. 489-503, 2014.

KHOSHAND, A.; FALL, M. Geotechnical characterization of peat-based landfill cover materials. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 8, n. 5, p. 596-604, 2016.

KIEHL, E. J. **Processos especiais de compostagem**. In: Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres, 1985, cap. 8, p. 311-364.

KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. Establishing bio-mitigation systems at landfills for reducing greenhouse gas emission - State-of-the-art. **Global Waste Management Symposium**. California, United States, 2016.

KLEPPE, J. H.; OLSON, R. E. Desiccation Cracking of Soil Barriers. **Hydraulic Barriers in Soil and Rock**. Philadelphia, p. 263-275, 1985.

KORMI, T.; ABICHOU, T.; KOUT, N.; KSIBI, M.; WANG, C. Using methane biological oxidation in soil as a tool to finance closure of dumpsites across the Mediterranean Basin. **Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration**. [s.l.], n. 6, 2018.

LAMBE, T. W. The Permeability of Compacted Fine Grained Soils. **American Society of Testing and Materials (ASTM)**. Philadelphia, n. 163, p. 56-67, 1955.

LAMBE, T. W. The Structure of Compacted Clay. **Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division ASCE**. [s.l.], v. 84, p. 1-35, 1958.

LEONARDS, G. A.; NARAIN, J. Flexibility of Clay and Cracking of Earth Dams. **Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division ASCE**. [s.l.], v. 89, p. 47-98, 1963.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos**. 2011. 250 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

LEROUEIL, S.; HIGHT, D. Compacted soils: From physics to hydraulic and mechanical behaviour. **Advances In Unsaturated Soils**. [s.l.], p. 41-59, 2013.

LOWE, J.; JOHNSON, T. C. **Use of Back Pressure to Increase Degree of Saturation of Triaxial Test Specimens**. In: Research Conference on Shear Strength of Cohesive Soils. Boulder, Colorado, United States, 1960.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. 159 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MAIA, C.; MORAIS, E. R. C.; MEDEIROS, J. F. Capacidade de Campo, ponto de murcha permanente e água disponível para as plantas em função de doses de vermicomposto. **Caatinga**. [s.l.] v. 18, n. 3, p. 195-199, 2005.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2008. 225 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARINHO, F. A. M.; ANDRADE, M. C. J.; JUCÁ, J. F. T. Air and Water Permeability of a Compacted Soil Used in a Solid Waste Landfill in Recife, Brazil. **Third BGA Geoenvironmental Engineering Conference**. Edinburg, Scotland, v. 1, p. 437-442, 2001.

MARINHO, F. A. M. **A técnica do papel filtro para medição de sucção**. Encontro Sobre Solos Não Saturados. Rio Grande do Sul, 1995.

MARINHO, F. A. M.; TEIXEIRA, P. Air permeability of cover soil from the Bandeirantes landfill in São Paulo, Brazil. **Advances In Unsaturated Soils**. [s.l.], p. 253-258, 2013.

- MASSAD, F. **Mecânica dos Solos Experimental**, 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016, 288 p.
- MEI, C.; YAZDANI, R.; HAN, B.; MOSTAFID, M. E.; CHANTON, J.; VANDERGHEYNST, J. S.; IMHOFF, P. T. Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation. **Waste Management**. [s.l.], v. 39, p. 205-215, 2015.
- MESRI, G.; OLSON, R. E. Mechanisms Controlling the Permeability of Clays. **Clays And Clay Minerals**. [s.l.], v. 19, n. 3, p. 151-158, 1971.
- MITCHELL, J. K.; HOOPER, D. R.; CAMPANELLA, R. G. Permeability of compacted clay. **Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division ASCE**. [s.l.], v. 91, n. 4, p. 41-65, 1965.
- MOON, S.; NAM, K.; KIM, J. Y.; HWAN, S. K.; CHUNG, M. Effectiveness of compacted soil liner as a gas barrier layer in the landfill final cover system. **Waste Management**. [s.l.], v. 28, n. 10, p. 1909-1914, 2008.
- MOO-YOUNG, H. K.; ZIMMIE, T. F. Geotechnical Properties of Paper Mill Sludges for Use in Landfill Covers. **Journal of Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 122, n. 9, p. 768-775, 1996.
- MOR, S.; VISSCHER, A. D.; RAVINDRA, K.; DAHIYA, R. P.; CHANDRA, A.; VAN CLEEMPUT, O. Induction of enhanced methane oxidation in compost: temperature and moisture response. **Waste Management**. [s.l.], v. 26, n. 4, p. 381-388, 2006.
- MOUSSAI, B. Permeability Control of Compacted Landfill Liners and Covers. **Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics**. Hangzhou, China, v. 2, p. 515-520, 2018.
- MUALEM, Y. A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. **Water Resources Research**. [s.l.], v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.
- MÜLLER, W. W.; WÖHLECKE, A. Zero leakage? Landfill liner and capping systems in Germany. **Environmental Geotechnics**. [s.l.], v. 6, n. 3, p. 162-170, 2019.
- MUNDELL, J. A.; BAILEY, B. The Design and Testing of a Compacted Clay Barrier Layer to Limit Percolation Through Landfill Covers. **Hydraulic Barriers In Soil And Rock**. Philadelphia, p. 246-262, 1985.
- NAGARAJ, T. S.; LUTENEGGER, A. J.; PANDIAN, N. S.; MANOJ, M. Rapid Estimation of Compaction Parameters for Field Control. **Geotechnical Testing Journal**. [s.l.], v. 29, n. 6, p. 497-506, 2006.
- NAGARAJ, H. B.; REESHA, B.; SRAVAN, M. V.; SURESH, M.R. Correlation of compaction characteristics of natural soils with modified plastic limit. **Transportation Geotechnics**. [s.l.], v. 2, p. 65-77, 2015.
- NEMES, A.; RAWLS, W. J.; PACHEPSKY, Y. A. Influence of Organic Matter on the Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity. **Soil Science Society of America Journal**. [s.l.], v. 69, n. 4, p. 1330-1337, 2005.

OHU, J. O.; MAMMAN, E.; MUSTAPHA, A. A. Impact of organic material incorporation with soil in relation to their shear strength and water properties. **International Agrophysics**. [s.l.], v. 23, n. 2, p. 155-162, 2009.

OLIVEIRA, L. R. G. **Estudo das emissões de biogás em camadas de coberturas de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

PARADELO, R.; BARRAL, M. T. Effect of moisture and disaggregation on the microbial activity of soil. **Soil And Tillage Research**. [s.l.], v. 104, n. 2, p. 317-319, 2009.

PEDERSEN, G. B. **Processes in a compost based landfill biocover; methane emission, transport and oxidation**. Tese de Ph.D. em Technical University of Denmark. Kongens Lyngby. Denmark. 2010.

PEDERSEN, G. B.; SCHEUTZ, C.; KJELDTSEN, P. Availability and properties of materials for the Fakse Landfill biocover. **Waste Management**. [s.l.], v. 31, n. 5, p. 884-894, 2011.

PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Engenharia Sanitária**. Rio de Janeiro, v. 28, n. 22, 1989.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos**. 3 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006, 368 p.

POKHREL, D. **Compost Based Biocap Performance**. Tese de Ph.D. em University of Calgary. Calgary, Canada. 2006.

POULSEN, T. G.; BLENDSTRUP, H. Predicting Air Permeability in Porous Media with Variable Structure, Bulk Density, and Water Content. **Vadose Zone Journal**. [s.l.], v. 7, n. 4, p. 1269-1275, 2008.

POULSEN, T. G.; MOLDRUP, P.; THORBJØRN, A.; SCHJØNNING, P. Predicting Air Permeability in Undisturbed, Subsurface Sandy Soils from Air-Filled Porosity. **Journal Of Environmental Engineering**. [s.l.], v. 133, n. 10, p. 995-1001, 2007.

PUPPALA, A. J.; BANAVATHU, N.; INTHARASOMBAT, N.; QASIM, S. The effects of using compost as a preventive measure to mitigate shoulder cracking: laboratory studies. **Texas Department of Transportation**. Austin, Texas, 2006.

PURIFICAÇÃO, R. C. **Utilização de biocamada metanotrófica como alternativa para redução de emissões de metano por aterros sanitários**. 2009. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

ROUF, M. A.; SINGH, R. M.; BOUAZZA, A.; ROWE, R. K.; GATES, W. P. Gas permeability of partially hydrated geosynthetic clay liner under two stress conditions. **Environmental Geotechnics**. [s.l.], v. 3, n. 5, p. 325-333, 2016.

RAJESH, S.; GOURC, J. P.; VISWANADHAM, B. V. S. Evaluation of gas permeability and mechanical behaviour of soil barriers of landfill cap covers through laboratory tests. **Applied Clay Science**. [s.l.], v. 97-98, p. 200-214, 2014.

RAJESH, S.; NAIK, A. A.; KHAN, V. Performance of Compacted Soil Barriers under the Advective Gas Flow Condition. **Geo-chicago 2016**. Chicago, Illinois, p. 212-221, 2016.

RAJESH, S.; VISWANADHAM, B. V. S. Evaluation of geogrid as a reinforcement layer in clay based engineered barriers. **Applied Clay Science**. [s.l.], v. 46, n. 2, p. 153-165, 2009.

RAJESH, S.; VISWANADHAM, B. V. S. Hydro-mechanical behavior of geogrid reinforced soil barriers of landfill cover systems. **Geotextiles and Geomembranes**. [s.l.], v. 29, n. 1, p. 51-64, 2011.

RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Physics**. [s.l.], v. 1, n. 5, p. 318-333, 1931.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos Sólidos Industriais**, 2 ed. São Paulo: CETESB, 1993, 234 p.

ROIG, A.; LAX, A.; CEGARRA, J.; COSTA, F.; HERNANDEZ, M. T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. **Soil Science**. [s.l.], p. 311-316, 1988.

RONCATO, C. D. L.; CABRAL, A. R. Evaluation of Methane Oxidation Efficiency of Two Biocovers: field and laboratory results. **Journal Of Environmental Engineering**. [s.l.], v. 138, n. 2, p. 164-173, 2012.

RONCATO, C. D. L.; LÉTOURNEAU, M.; CABRAL, A. R. Comparison between Field and Laboratory Methane Oxidation Rates. **Geoflorida 2010**. [s.l.], p. 2906-2915, 2010.

ROSE, J. L. **Análise comparativa entre as reduções da emissão de metano em camadas oxidativas experimentais**. 2009. 148 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ROY, S.; RAJESH, S. Influence of Confining Pressure on Air Permeability of Unsaturated Soil Barrier. **Second Pan-American Conference on Unsaturated Soils**. Dallas, Texas, p. 114-123, 2018.

ROY, S.; RAJESH, S. Influence of Confining Pressure on Water Retention Characteristics of Compacted Soil. **Indian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 48, n. 2, p. 327-341, 2017.

SAFARI, E.; AL-SUWAIDI, G.; RAYHANI, M. T. Performance of Biocover in Mitigating Fugitive Methane Emissions from Municipal Solid Waste Landfills in Cold Climates. **Journal of Environmental Engineering**. [s.l.], v. 143, n. 5, 2017.

SALIM, K. G. **Oxidação passiva do metano em ensaios de coluna simulando camadas de cobertura de aterros sanitários**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco**. 2015. 177 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SCHEUTZ, C.; KJELDSSEN, P.; BOGNER, J. E.; VISSCHER, A. D.; GEBERT, J.; HILGER, H. A.; HUBER-HUMER, M.; SPOKAS, K. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. **Waste Management & Research**. [s.l.], v. 27, n. 5, p. 409-455, 2009.

SIVRIKAYA, O.; TOGROL, E.; KAYADELEN, C. Estimating compaction behavior of fine-grained soils based on compaction energy. **Canadian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 45, n. 6, p. 877-887, 2008.

SPOKAS, K. A.; BOGNER, J. E. Limits and dynamics of methane oxidation in landfill cover soils. **Waste Management**. [s.l.], v. 31, n. 5, p. 823-832, 2011.

SRIDHARAN, A.; NAGARAJ, H. B. Plastic limit and compaction characteristics of fine-grained soils. **Ground Improvement**. [s.l.], v. 9, n. 1, p. 17-22, 2005.

STAUB, M. J.; MARCOLINA, G.; GOURC, J. P.; SIMONIN, R. An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions. **Geotextiles and Geomembranes**. [s.l.], v. 29, n. 3, p. 298-312, 2011.

ULUSAY, R.; TUNCAY, E.; HASANCEBI, N. Geo-engineering properties and settlement of peaty soils at an industrial site (Turkey). **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**. [s.l.], v. 69, n. 3, p. 397-410, 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, 421 p. 2004.

VALVERDE, V. T. **Influência do método de compactação na permeabilidade de uma mistura colúvio-composto orgânico**. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

VANGPAISAL, T.; BOUAZZA, A. Gas Permeability of Partially Hydrated Geosynthetic Clay Liners. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. [s.l.], v. 130, n. 1, p. 93-102, 2004.

VAN GENUCHTEN, M. TH. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. **Soil Science Society Of America Journal**, [s.l.], v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VAN VERSEVELD, C. J. W.; GEBERT, J. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**. [s.l.], v. 107, p. 44-53, 2020.

VISVANATHAN, C.; POKHREL, D.; CHEIMCHAISRI, W.; HETTIARATCHI, J. P. A.; WU, J. S. Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effects of temperature, moisture content and methane concentration. **Waste Management & Research**. [s.l.], v. 17, n. 4, p. 313-323, 1999.

WARRICK, A. W. **Soil physics companion**, Boca Raton, Florida: CRC Press, 2002, 389 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). International Reference Center for Waste Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. Suíça. 1978.

YOUNG, A. Volumetric changes in landfill gas flux in response to variations in atmospheric pressure. **Waste Management & Research**. [s.l.], v. 8, n. 5, p. 379-385, 1990.

ZHANG, D.; WANG, J.; CHEN, C. Gas and liquid permeability in the variably saturated compacted loess used as an earthen final cover material in landfills. **Waste Management**. [s.l.], v. 105, p. 49-60, 2020.